

GEFÖRDERT VOM



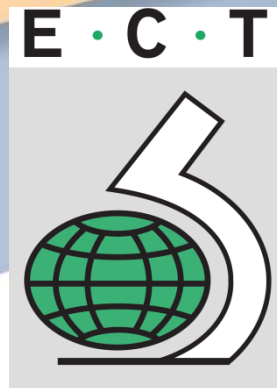
Bundesministerium  
für Bildung  
und Forschung

## BMBF Verbundprojekt ELaN



*Entwicklung eines integrierten **Landmanagements** zur  
nachhaltigen Wasser- und Stoffnutzung in **Nordostdeutschland**  
Teilvorhaben F: Ökotoxikologie*

### Schlussbericht



Oekotoxikologie GmbH

ECT Oekotoxikologie GmbH

Elisabeth Richter & Anja Coors

*Flörsheim a.M., 30. Juni 2015*

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mittel des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen 033 L 025 F gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt liegt bei den Autorinnen.



---

**Schlussbericht zu Nr. 3.2. BNBest-BMBF 98  
- Schlussbericht ELaN- ECT**

---

**Zuwendungsempfänger:**

ECT Oekotoxikologie GmbH  
Boettgerstr. 2-14, 65439 Flörsheim a.M.

**Förderkennzeichen:**

033 L 025 F

---

**Vorhabenbezeichnung:**

ELaN- Entwicklung eines integrierten Landmanagements zur nachhaltigen Wasser- und Stoffnutzung in Nordostdeutschland. Teilvorhaben F: Ökotoxikologie  
Der Bericht für die ECT umfasst Beiträge zum Themenbereich 1 (Wasser- und Stoffhaushalt) und hier insbesondere zu den Teilprojekten TP01, TP03 und TP04.

---

**Laufzeit des Vorhabens:**

01.01.2011 – 31.12.2014

---

I.	Kurzdarstellung .....	3
1.	Aufgabenstellung .....	3
2.	Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde .....	3
3.	Planung und Ablauf des Vorhabens. ....	3
4.	Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde .....	4
5.	Zusammenarbeit mit anderen Stellen .....	6
II.	Eingehende Darstellung .....	8
1.	Verwendung der Zuwendung und des erzielten Ergebnisses im Einzelnen, mit Gegenüberstellung der vorgegebenen Ziele .....	8
2.	Wichtigste Positionen des zahlenmäßigen Nachweises .....	22
3.	Notwendigkeit und Angemessenheit der geleisteten Arbeit .....	23
4.	Voraussichtlicher Nutzen, insbesondere der Verwertbarkeit des Ergebnisses im Sinne des fortgeschriebenen Verwertungsplans .....	23
5.	Während der Durchführung des Vorhabens dem Zuwendungsempfänger bekannt gewordener Fortschritt auf dem Gebiet des Vorhabens bei anderen Stellen.....	23
6.	Erfolgte oder geplante Veröffentlichungen des Ergebnisses.....	24
7.	Zitierte Literatur .....	26

# I. Kurzdarstellung

## 1. Aufgabenstellung

Die ECT Oekotoxikologie GmbH sollte im Verbundprojekt ELaN im Themenbereich 1 (Wasser- und Stoffhaushalt) die Bearbeitung der ökotoxikologischen Fragestellungen in den Teilprojekte TP01, TP03 und TP04 leisten. Insbesondere sollte die ECT die folgenden Aspekte konkret untersuchen:

- die ökotoxikologischen Effekte im aquatischen Kompartiment (Klarwasser und Klarwasser- beeinflusste Oberflächengewässer und Grundwasser) in den Flächenbausteinen Biesenbrow (TP01) und Hobrechtsfelde (TP03),
- die ökotoxikologischen Effekte im terrestrischen Kompartiment (Abwasser- und Klarwasser- beeinflusster Boden) in den Flächenbausteinen Biesenbrow (TP01) und Hobrechtsfelde (TP03),
- die ökotoxikologischen Effekte von Magnesium-Ammonium-Phosphat, das Produkt eines alternativem Verfahren des Nährstoffrecyclings (TP04),
- die ökotoxikologischen Effekte von ausgesuchten abwasserbürtigen Spurenstoffen, die bei der Verwendung von Klarwasser in der Landschaft relevant sein können und für die bisher noch unzureichende Informationen zur Wirkung auf Organismen in der Umwelt vorliegen.

Eine weitere Aufgabe der ECT bestand in der Erarbeitung eines Leitfadens (gemeinsam mit Verbundprojektpartnern), der zur Beurteilung der Eignung von Klarwassers zur Verwendung in der Fläche dienen sollte. Außerdem beteiligte sich die ECT als Vertreter der Fachrichtung „Ökotoxikologie“ am interdisziplinären Austausch und der Formulierung von Kernaussagen im Verbundprojekt.

## 2. Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Der Schwerpunkt der Tätigkeit der ECT Oekotoxikologie GmbH ist die Untersuchung und Bewertung der Ökotoxizität von Umweltchemikalien, Pflanzenschutzmitteln, Bioziden und Arzneimitteln sowie ihres Verhaltens in der Umwelt. Dazu gehören aquatische und terrestrische Prüfungen in standardisierten Labor- und Freiland-Studien, die unter den Vorgaben der Guten Labor Praxis (GLP) seit vielen Jahren bei der ECT durchgeführt werden. Weitere Schwerpunkte sind die Entwicklung von Testmethoden im aquatischen, benthischen und terrestrischen Bereich sowie die Erarbeitung theoretischer Grundlagen für Richtlinien zur Bewertung von Umweltrisiken. In verschiedenen Auftragsstudien und Forschungsprojekten hat die ECT in den letzten Jahren bereits die Wirkung von Abwasser auf aquatische Lebewesen sowie die Habitateignung von unterschiedlich belasteten Böden für Bodenorganismen untersucht.

## 3. Planung und Ablauf des Vorhabens.

Alle o.g. Fragestellungen wurden über den Projektzeitraum von 4 Jahren parallel bearbeitet. Der zeitliche und inhaltliche Ablauf entsprach im Wesentlichen der Planung des Projektes. Die Projektleitung wechselte im Herbst 2011 zu Dr. Anja Coors, da der ursprüngliche Projektleiter Dr. Thomas Knacker im Oktober 2011 verstarb.

Im Flächenbaustein „Biesenbrow“ (TP01) war eine mehrjährige Beaufschlagung einer zum Schilfanbau genutzten Niedermoorfläche mit Klarwasser geplant, bei der die experimentelle Installation und der Beginn der Beaufschlagung im ersten Projektjahr stattfinden sollten. Für diese Fläche war ein Vorher – Nachher Vergleich des Bodens im Hinblick auf seine Habitataignung für verschiedene Bodenorganismen geplant. Daher wurde vor Beginn der Beaufschlagung (April 2011) eine Bodenbeprobung durchgeführt und die entnommen Bodenproben, getrennt nach Bodenschichten, getrocknet, gesiebt und bis zur weiteren Verwendung dunkel, trocken und kühl gelagert. Nach dem dritten Jahr der Beaufschlagung (April 2014) wurde eine zweite Bodenbeprobung auf der Biesenbrow-Fläche vorgenommen. Diese Bodenproben wurden genauso aufgearbeitet wie die der ersten Probenahme und mit diesen Proben parallel in einer Reihe von ökotoxikologischen Tests mit Bodenorganismen untersucht. Daneben wurden für den Flächenbaustein Biesenbrow parallel zu der Klarwasserbeaufschlagung an drei Termine (jeweils im Frühjahr eines jeden Jahres) hinweg Wasserproben genommen und diese in ökotoxikologischen Tests mit aquatischen Organismen untersucht

Im Flächenbaustein „Hobrechtsfelde“ (TP02/03), ein großes Areal alter Rieselfeldflächen im Nordosten von Berlin, war eine Wiedervernässung von trockenfallenden Feuchtgebieten geplant. Für diesen Flächenbaustein wurde ein experimenteller Ansatz gewählt, der eine Bewässerung des Bodens mit Klarwasser über ca. 30 Jahre simulieren und damit eine prospektive Risikoabschätzung von Langzeitwirkungen ermöglichen sollte. Dazu wurde eine Durchflussapparatur konstruiert, welche unter kontrollierten Bedingungen die kontinuierliche Beaufschlagung von Bodensäulen mit Klarwasser erlaubte. Eingesetzt wurden Böden aus Hobrechtsfelde sowie das gereinigte Abwasser der entsprechenden Kläranlage vor Ort. Nach Ende der dreimonatigen Beaufschlagungsphase im Herbst 2012 wurden die beaufschlagten Böden zunächst getrocknet und dann in der ersten Hälfte 2013 mit terrestrischen Biotests im Rahmen einer Bachelorarbeit untersucht. In der zweiten Hälfte 2013 wurden die gefroren gelagerten Sickerwasserproben von drei Probenahmezeitpunkten aus diesem Säulenversuch mit aquatischen Biotests untersucht. Die Untersuchung dieser Sickerwasserproben sollte einerseits der Abschätzung der möglichen Belastung von Grundwasser durch ausgewaschene Schadstoffe aus den vorbelasteten Rieselfeldböden dienen und andererseits die zusätzliche Reinigungsleistung von Böden im Hinblick auf die Qualität von Klarwasser belegen. Zusätzlich wurden in Hobrechtsfelde parallel zur Klarwasserbeaufschlagung im Frühjahr 2012 Wasserproben mit aquatischen Biotests untersucht.

Die ausgewählte Modellsubstanz Climbazol wurde in den ersten zwei Jahren des Projektes ökotoxikologisch untersucht und die Ergebnisse im dritten Jahr (2013) veröffentlicht.

Der geplante Leitfadens wurden kontinuierlich während der gesamten Projektlaufzeit in Zusammenarbeit mit verschiedenen Verbundpartnern im Teilbereich 1, insbesondere TP02, entwickelt.

#### **4. Wissenschaftlicher und technischer Stand, an den angeknüpft wurde**

Die Entsorgung von gereinigtem Abwasser erfolgt in Deutschland überwiegend auf dem Wasserpfad, d.h. durch Einleitung in ein Oberflächengewässer, und ist im Detail über die Abwasserverordnung geregelt (AbwV 2004).

Im Verbundprojekt ELaN sollten anhand der beiden Flächenbausteine „Biesenbrow“ und „Hobrechtsfelde“ alternative Wege des Umgangs mit gereinigtem Abwasser (Klarwasser) untersucht werden, insbesondere eine Wiederverwendung im Sinne einer stofflichen Nutzung der noch enthaltenen Nährstoffe und im Hinblick auf eine Stützung des Wasserhaushaltes angesichts

sinkender Grundwasserstände in Nordostdeutschland. In beiden Flächenbausteinen konnte an bereits vorliegende, z.T. langjährige und sehr umfangreiche Untersuchungen angeknüpft werden. Bei dem Flächenbaustein „Biesenbrow“ handelt es sich um ein trockengelegtes und dadurch degeneriertes Niedermoor, das vor 1995 intensiv als Grasland genutzt wurde. Im Rahmen eines durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt (DBU) geförderten Projektes (1996-2001) wurde die Fläche mit Wasser des angrenzenden Grabens wiedervernässt, mit Schilf bepflanzt und während des Umwandlungsprozesses intensiv untersucht im Hinblick auf Vegetationsökologie, Hydrologie, Bodenchemie, Hydrochemie, Stoffverlagerung, ökonomischer Bewertung und Gewässerschutz (Succow & Hampicke 2004; Dietrich et al. 2001; Zeitz & Vely, 2002, Vely et al. 2006, Dannowski R. & Balla D. 2004). In einer 2-monatigen Versuchsphase wurde 2002 erstmals gereinigtes Abwasser auf der Fläche ausgebracht und begleitende stoffliche Untersuchungen in Lysimetern durchgeführt (Vely et al. 2006). Ökotoxikologische Untersuchungen wurden bisher in Biesenbrow nicht durchgeführt.

Das Lietzengrabengebiet nahe der Ortschaft Hobrechtsfelde an der nordöstlichen Grenze von Berlin ist durch ca. 100 Jahre Rieselfeldwirtschaft mit ungereinigtem Abwasser von kommunaler als auch industrieller Herkunft gekennzeichnet. Die Berieselung wurde 1985 eingestellt und die Flächen teilweise aufgeforstet. Zur Festlegung der durch die Rieselfeldwirtschaft eingetragenen Schadstoffe wurde 1998 in einem Pilotversuch stellenweise Geschiebemergel eingearbeitet. Basierend auf einer befristeten wasserrechtlichen Erlaubnis wurde seit 2004 eine Wiederbewässerung der Rieselfelder mit Klarwasser aus dem Klärwerk Schönerlinde über unterschiedliche künstliche Feuchtgebiete angestrebt und begleitend untersucht (Möller 2006). Eine Vielzahl von Berichten und Publikationen liegen zu den bisher in Hobrechtsfelde durchgeführten Projekten und Untersuchungen vor. Darunter sind u.a. Untersuchungen zu den Böden des Rieselfeldes Hobrechtsfelde (Strohbach 2000), zur Abundanz und Diversität von Enchyträen in Bezug auf die Schwermetallbelastung (Beylich 2001), zum Grundwasserschutz durch Einarbeitung von Geschiebemergel (Nützmann et al. 2000), zur Schadstoffbelastung der Rieselfeldböden (Renger und Mekiffer 1998), zur Schadstoffbelastung der Wildpflanzen und Bodenmikroorganismen (Koch und Wilke 1998), sowie Kompendien herausgegeben vom Landesumweltamt Brandenburg (LUA 1995) und Kratz (1996).

Wie die Einleitung in Oberflächengewässer so ist auch die Ausbringung von Klarwasser in der Landschaft, d.h. auf Böden, genehmigungspflichtig. Das besondere Augenmerk liegt hier auf dem Schutz des Grundwassers nach dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG 2009) und der Grundwasserverordnung (GrwV 2010) und daneben aber auch auf dem Schutz des Bodens nach Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG 1998). Weltweit ist die Abwasserverregnung eine häufige, aber nicht unumstrittene Praxis (Angelakis et al. 1999, Asano & Cotruvo 2004, Hamilton et al. 2007, Beecher 2008).

Rieselfelder wie Hobrechtsfelde, die über lange Zeit ungereinigtes Abwasser aufgenommen haben, gelten aufgrund der hohen Schadstofffracht als altlastenverdächtige Sonderstandorte bzw. Altlasten, deren Gefährdungspotential abgeschätzt werden muss (LUA 2003). Insbesondere eine Wiedervernässung ist bei bestätigtem Altlastenverdacht problematisch aufgrund des Gefährdungspotentials für das Grundwasser. Die Kontamination der Böden der ehemaligen Rieselfelder Hobrechtsfelde mit abwasserbürtigen Schadstoffen ist unbestritten (LUA 2003, LUA 2008) und führt zu bestimmten Nutzungseinschränkungen (u.a. keine Nahrungsmittelproduktion auf diesen Flächen).

Neben typischen Altlasten-Schadstoffen wie z.B. Schwermetallen und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffverbindungen (PAH) spielen in den letzten Jahren auch sogenannte *emerging pollutants* eine größere Rolle in der Diskussion des Gefährdungspotentials von Klarwasser (Daughton & Ternes 1999, Luo et al. 2014). Mit *emerging pollutants* werden anthropogene Substanzen

bezeichnet, deren Vorhandensein im Abwasser (relativ) neu beschrieben ist und zu denen wenige Informationen hinsichtlich Verbleib und Effekten in der Umwelt vorliegen. Dazu zählen z.B. Arzneimittel und Inhaltsstoffe von Körperpflegemitteln. Typischerweise sind ihre Konzentrationen im Abwasser sehr niedrig; sie werden daher auch als Spurenschadstoffe (*micropollutants*) bezeichnet. Der Verbleib von Spurenschadstoffen wurde auf einer Fläche in Braunschweig untersucht, die seit ca. 45 Jahren mit einer Mischung aus Klärschlamm und Klarwasser beregnet wird (Ternes et al. 2007). Sowohl diese als auch andere Untersuchungen (Angelikas et al. 1999, Asano et al. 2004, Kinney 2006, Hamilton et al. 2007) konnten klar belegen, dass einige abwasserbürtige Spurenschadstoffe bei der Ausbringung von Klarwasser auf den Boden bis in das Grundwasser vordringen können, während andere wiederum im Boden zurückgehalten werden und dort entweder abgebaut werden oder sich anreichern. Eine abschließende Gefährdungsbewertung sowohl für Grundwasser als auch Boden war in allen Fällen schwierig bis unmöglich aufgrund der Vielzahl der Substanzen und der unzureichenden Datenlage hinsichtlich toxikologischer und ökotoxikologischer Wirkungen dieser Spurenschadstoffe. Biotests ermöglichen es, die ökotoxikologischen Wirkungen der Spurenschadstoffe in einer Umweltprobe summarisch anzuzeigen (also ohne Differenzierung zwischen den einzelnen Stoffen). Eine Kombination von Biotests („Testbatterie“) im terrestrischen Bereich (Römbke et al. 2006, ISO Guideline 17616 2008) als auch im aquatischen Bereich (Chapman 2000, Power & Boumphrey 2004) wurde dazu bereits vorgeschlagen und erfolgreich eingesetzt. Alternativ zu experimentellen Untersuchungen gibt es auch erste Ansätze anhand der chemisch-analytisch bestimmten Schadstoffkonzentrationen die zu erwartende ökotoxikologischen Wirkung abzuleiten (Muñoz et al. 2009).

Säulenkonstruktionen mit Rieselfeldböden wurden bisher u.a. eingesetzt zur experimentellen Untersuchung des Verhaltens von Schwermetallen (u.a. Hoffmann et al. 2002) und Arzneimitteln (u.a. Siemens et al. 2010). Die Konstruktion der hier verwendeten Durchflussapparatur mit Bodensäulen basierte auf diesen Versuchen und vor allem den generellen Empfehlungen von Lewis & Sjöstrom (2010).

## 5. Zusammenarbeit mit anderen Stellen

Innerhalb des Verbundprojektes wurde sehr intensiv mit den chemisch-analytischen Partnern (der Bundesanstalt für Gewässerkunde, BfG, den Berliner Wasserbetrieben, BWB, sowie der Freien Universität Berlin, FU Berlin) zusammengearbeitet. Diese Partner haben Proben aus den Flächenbausteinen analysiert, die gleichzeitig in Biotests untersucht wurden sowie im Falle der Testung der Modellsubstanz Climbazol die Begleitanalytik übernommen. Weiterhin bestand eine enge Zusammenarbeit mit dem Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) im Hinblick auf den Flächenbaustein Biesenbrow und mit dem Leibniz-Institut für Agrartechnik Potsdam-Bornim (ATB) im Hinblick auf die Untersuchung des Produktes MAP. Mit weiteren Projektpartnern (u.a. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, IGB) wurde im Flächenbaustein Hobrechtsfelde bzw. bei der Entwicklung des Leitfadens zusammengearbeitet. Weiterhin hat ECT zur Entwicklung der Kernaussagen und der Diskussion der Projektergebnisse durch aktive Teilnahme an allen Projekttreffen beigetragen.

Außerhalb des Verbundprojektes bestanden wichtige Verbindungen zu anderen Forschungsprojekten, deren Ergebnisse und Diskussionen in die Arbeit in ELaN hineinwirkten. Zu nennen sind hier insbesondere das EU-Projekt ROUTES (*Novel processing routes for effective sewage sludge management*, FP7 Funding scheme ENV.2010.3.1.1-2, contract 265156), in dem ECT die ökotoxikologischen Effekte von Klärschlamm im Labor und im Freiland untersuchte. In diesem Projekt



wurden auch weitere, mit Climbazol verwandte Modellsubstanzen aus der Gruppe der Azole untersucht (Fluconazol und Ketoconazol). Eine gemeinsame Publikation dieser Ergebnisse ist in Vorbereitung. Mit dem BMBF-Projekt TransRisk (FKZ 02WRS1275F), in dem mit verschiedenen technischen Verfahren weitergehend gereinigtes Abwasser vor Ort an der Kläranlage mit Hilfe von chronischen Biotests untersucht wird, bestand eine inhaltliche Anbindung an die Untersuchung von Abwasser. Eine gemeinsame Publikation dieser Ergebnisse mit denen von ELaN ist nicht geplant; die beiden Projekte wurden aber aufgrund ihrer inhaltlichen Verbindung bei verschiedenen Gelegenheiten gemeinsam in der Öffentlichkeit vorgestellt (s. Kapitel 6).



## II. Eingehende Darstellung

### 1. Verwendung der Zuwendung und des erzielten Ergebnisses im Einzelnen, mit Gegenüberstellung der vorgegebenen Ziele

Die ECT Ökotoxikologie GmbH hat im Verbundprojekt ELaN verschiedene ökotoxikologische Fragestellungen bearbeitet. Die erzielten Ergebnisse werden im Folgenden in fünf Unterkapiteln (a-e) dargestellt.

Für die experimentellen Arbeiten in den Flächenbausteinen Biesenbrow und Hobrechtsfelde sowie für die Untersuchung des Produktes MAP und der Modellsubstanz Climbazol wurden die gleichen (oder vergleichbare) ökotoxikologischen Methoden eingesetzt. Es handelte sich dabei um nationale oder internationale Richtlinien, die die Durchführung von ökotoxikologischen Standardlaborstudien im Detail festlegen. Da die Untersuchungen alle nach diesen Richtlinien durchgeführt wurden, wird hier auf eine eingehende Beschreibung der durchgeführten Labortests verzichtet und stattdessen auf die Richtlinien verwiesen (s. Referenzliste). Abweichungen der Testdurchführungen sind, soweit relevant, aufgeführt. Die durchgeführten standardisierten Labortests sind in Tabelle 1 aufgelistet zusammen mit der Angabe für welche Fragestellung sie eingesetzt wurden. Untersuchungen nach ISO (*International Organization for Standardisation*) und nach DIN (Deutsches Institut für Normung) beziehen sich i.d.R. auf potentiell belastete Umweltproben (Boden, Abwasser) und wurden daher überwiegend für die Bearbeitung der Fragestellungen in den Flächenbausteinen eingesetzt. Tests nach Richtlinien der OECD (*Organisation for Economic Co-operation and Development*) wurden zur Bestimmung der Toxizität von Einzelstoffen (z.B. Chemikalien) entwickelt und kamen demnach für die Untersuchung von MAP und Climbazol zum Einsatz.



**Tabelle 1:** Testbatterie für ökotoxikologische Untersuchungen in ELaN und ihre Einsatz für die verschiedenen Fragestellungen: Untersuchung von Boden und Wasser in den Flächenbausteinen „Biesenbrow“ (BB) und „Hobrechtsfelde“ (HOB), sowie des Magnesium-Ammonium-Phosphats (MAP) und der Modellsubstanz Climbazol.

Taxagruppe	Spezies	Endpunkt, Testdauer	Richtlinie	BB	HOB	MAP	Climbazol
Krebstiere	<i>Daphnia magna</i>	Mortalität, 48 h	OECD 202 (2006a); DIN 38412 L 30 (1989)	X	X	-	X
Wirbeltiere	<i>Danio rerio</i> , Embryo	Mortalität, 48 h	ISO 15088 (2009)	X	X	-	X
Kieselalgen	<i>Navicula pelliculosa</i>	Hemmung Wachstumsrate, 72 h	OECD 201 (2006b)	-	-	-	X
Grünalgen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Hemmung Wachstumsrate, 72 h	OECD 201 (2006b), DIN 38412 L 33 (1991)	X	X	-	X
Wasserpflanzen	<i>Lemna minor</i>	Hemmung Wachstumsrate, 7 d	OECD 221 (2006c), DIN EN ISO 20079 (2006)	X	X	-	X
Bakterien	<i>Arthrobacter globiformis</i>	Hemmung Enzymaktivität, 1h	ISO 18187 (2014)	X	X	-	X
Ringelwürmer	<i>Enchytraeus crypticus</i>	Hemmung Reproduktion, 28 d	OECD 220 (2004a)	X	X	-	X
Regenwürmer	<i>Eisenia fetida</i>	Hemmung Reproduktion, 28 d	OECD 222 (2004b)	-	X	X	-
Springschwänze	<i>Folsomia candida</i>	Hemmung Reproduktion, 28 d	OECD 232 (2009)	X	X	-	X
Einkeimblättrige Pflanzen	<i>Avena sativa</i>	Wachstumshemmung, 14-21 d	ISO 11269-2 (2012); OECD 208 (2006d)	X	X	-	X
Zweikeimblättrige Pflanzen	<i>Brassica napus</i>	Wachstumshemmung, 14-21 d	ISO 11269-2 (2012); OECD 208 (2006d)	-	X	-	X

#### a. Flächenbaustein „Biesenbrow“

Die Versuchsfläche in Biesenbrow ist ein degradiertes Niedermoor von ca. 8 ha Größe, das bis 1995 als Grünland genutzt wurde und nun mit Schilf bepflanzt ist. Das Klarwasser wurde in Staubecken am südlichen Rand des Feldes mit Grabenwasser im Verhältnis 1:10 vermischt und über perforierte Rohre auf der Fläche mit ca. 4 L/m<sup>2</sup>\*Tag alle zwei Tage von Mai bis Oktober verrieselt. Das Grundwasser steht ähnlich hoch an wie der am östlichen und nördlichen Feldrand passierende Graben.

Auf der Versuchsfläche in Biesenbrow wurden unmittelbar vor und mehrfach parallel zur Klarwasserberegnung Wasserproben für chemische und ökotoxikologische Untersuchungen durch den Partner ZALF genommen und zur Untersuchung an entsprechende ELaN Partner verschickt. Es wurden jeweils Proben vom Ablauf der Kläranlage (d.h. das Klarwasser zur Verregnung), vom Grundwasser des Feldes, aus dem an das Feld angrenzenden Graben sowie aus demselben Graben oberhalb des Feldes (d.h. ohne Einfluss der Klarwasserausbringung) genommen. Diese Wasserproben wurden mit Hilfe der in Tabelle 1 angeführten Tests untersucht.

Eine Schwierigkeit in der Untersuchung der Wasserproben stellte das Wachstum von Mikroorganismen und Algen dar, die mit den Primärproduzenten um Nährstoffe konkurrierten und dadurch deren Wachstum beeinflussten. Aufgrund dieser Beobachtung in 2011 wurden die Proben von 2012 und 2013 für die Biotests mit *P. subcapitata* und *L. minor* gefiltert (0,2 µm Porengröße). Die Proben wurden für die Tests mit Fischembryos und Daphnien nicht filtriert, da das Überleben dieser Organismen unabhängig ist von Algen die in der Probe vorhanden sind.

Die Wasserproben wurden in den meisten Fällen sowohl unverdünnt als auch in zunehmenden Verdünnungen parallel getestet. Die Verdünnungsstufen G sind dabei wie folgt definiert (die Angabe ist jeweils % der Probe im finalen Testansatz, wobei der Rest aus Verdünnungswasser besteht): G1 = 100% (89% für *P. subcapitata*, 90% für *L. minor*), G2 = 50%, G3 = 33%, G4 = 25%, G5 = 12.5%, G6 = 6.25%. Bei den beiden Primärproduzenten wurden keine unverdünnten Proben (100%) getestet, da stets konzentriertes Nährstoffmedium zugegeben wurde um Wachstumslimitierung durch Nährstoffmangel auszuschließen und damit automatisch eine Verdünnung hergestellt wurde. Gemäß der entsprechenden Richtlinien zeigt eine Verdünnungsstufe einen Effekt, wenn <10% Mortalität (*D. rerio*, *D. magna*) <10% Hemmung der Wachstumsrate (*L. minor*) bzw. <20% Hemmung der Wachstumsrate (*P. subcapitata*) auftreten. Die im Rahmen der Abwassertestung definierte G-Stufe ist dabei die niedrigste Verdünnungsstufe G bei der keine Effekte beobachtet werden. Für *A. globiformis* ist das Konzept der G-Stufen im Rahmen der Abwassertestung bisher nicht etabliert.

Die Ergebnisse der Untersuchungen der Wasserproben sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Das Klarwasser hatte bereits in der niedrigsten Verdünnung G1 (also als unverdünnte Probe) keinen negativen Einfluss auf das Überleben von *D. magna* und Fischembryos. Das Wachstum von *L. minor* war gefördert in der Klarwasserprobe und die Enzymaktivität bei *A. globiformis* war unbeeinflusst. Dagegen wirkte das Klarwasser bei allen drei Probenahmen eindeutig wachstumshemmend auf Grünalgen. Die abgeleitete G-Stufe aus diesen Untersuchungen lag bei mindestens G4. Insgesamt erfüllte das Klarwasser damit vermutlich die nach AbwV (2004) festgelegten G-Stufen die für die Direkteinleitung von Abwässern der chemischen Industrie gelten (für Algen ist hier G16 zu erfüllen). Für kommunale Abwässer bestehen keine Anforderungen im Hinblick auf einzuhaltende G-Stufen.

**Tabelle 2:** Ergebnisse der Untersuchung von Wasserproben des Flächenbausteins „Biesenbrow“ mit Hilfe der aquatischen Testbatterie. Testdurchführung und -auswertung erfolgte gemäß der relevanten DIN bzw. ISO Normen (s. Tabelle 1). Dargestellt ist die prozentuale Hemmung im Vergleich zur Laborkontrolle (unbelastetes Kulturmedium) für die jeweils angegebene Verdünnungsstufe G (Erklärung s. Text). Die G-Stufe (grün markiert) ist nach den entsprechenden Testrichtlinien definiert als die niedrigste Verdünnungsstufe bei der keine Effekte beobachtet wurden.

Test-organismus	Zeitpunkt	Klarwasser	Grundwasser	Grabenwasser angrenzend	Grabenwasser oberhalb
<i>D. magna</i> (Kleinkrebs), Mortalität	Mai 2011	0% (G1)	0% (G1)	0% (G1)	-
		0% (G2)	0% (G2)	0% (G2)	-
		0% (G3)	0% (G3)	0% (G3)	-
	Mai 2012	0% (G1)	0% (G1)	5% (G1)	0% (G1)
		0% (G2)	0% (G2)	0% (G2)	0% (G2)
	Juni 2013	0% (G1)	0% (G1)	0% (G1)	0% (G1)
<i>D. rerio</i> (Fischembryo), Mortalität	Mai 2011	0% (G1)	0% (G1)	0% (G1)	-
		0% (G2)	0% (G2)	0% (G2)	-
		0% (G3)	0% (G3)	0% (G3)	-
	Mai 2012	0% (G1)	0% (G1)	25% (G1)	0% (G1)
	Juni 2013	-	-	-	-
		-	-	-	-
<i>P. subcapitata</i> (Grünalge), Wachstumsrate	Mai 2011	101% (G1)	52% (G1)	22% (G1)	-
		54% (G2)	55% (G2)	36% (G2)	-
		44% (G3)	54% (G3)	18% (G3)	-
	Mai 2012	99% (G2)	-28% (G2)	-13% (G2)	-64% (G2)
		-128% (G4)	17% (G4)	7% (G4)	-13% (G4)
		-108% (G5)	68% (G5)	45% (G5)	17% (G5)
		-104% (G6)	18% (G6)	14% (G6)	35% (G6)
	Juni 2013	94% (G1)	61% (G1)	25% (G1)	26% (G1)
		48% (G2)	10% (G2)	4% (G2)	-13% (G2)
		-16% (G4)	-	-	-
		32% (G6)	-	-	
<i>L. minor</i> (Wasserpflanze), Wachstumsrate	Mai 2011	-	-	-	-
	Mai 2012	-	-	-	-
	Juni 2013	-71% (G1)	58% (G1)	52% (G1)	33% (G1)
		-76% (G2)	-	-	-
<i>A. globiformis</i> (Bakterium), Enzymaktivität	Mai 2011	3% (G1)	11% (G1)	23% (G1)	-
		-4% (G2)	5% (G2)	23% (G2)	-
		1% (G3)	12% (G3)	43% (G3)	-
	Mai 2012	-	-	-	-
	Juni 2013	-	-	-	-

Im Grundwasser und dem angrenzenden sowie dem zufließenden Grabenwasser wurden ebenfalls keine Effekte auf *D. magna* und Fischembryos (mit einer Ausnahme im Mai 2012) in der unverdünnten Probe beobachtet. Bei *L. minor* wurde dagegen in allen drei Proben in der niedrigsten Verdünnung eine Wachstumshemmung. Auch die Ergebnisse für die Grünalgen deuten auf Phytotoxizität insbesondere im Grundwasser hin. Allerdings fehlten im Grünalgentest (insbesondere im Mai 2012) eindeutige Konzentrations-Wirkungsbeziehungen.

Die Hemmung der Enzymaktivität im Test mit *A. globiformis* zeigte keine klare Abhängigkeit von der Verdünnungsstufe. Damit scheint dieser Test zunächst wenig aussagekräftig für die Untersuchung von Wasserproben. Auch dass die stärkste Hemmung für das Wasser des angrenzenden Grabens beobachtet wurde, lässt sich nicht schlüssig erklären. Ein Zusammenhang der Ergebnisse der Biotests mit den vom Projektpartner ZALF gemessenen Gesamtmetallkonzentrationen konnte nicht hergestellt werden.



**Abb. 1:** Bodenhorizonte in Biesenbrow.

Der Einfluss der Klarwasserverregnung auf die Habitatfunktion des Bodens sollte anhand chemischer Analytik von Schadstoffen (Partner BfG), mikrobiologischer Parameter (Partner ZALF) sowie ökotoxikologischer Effekte auf terrestrische Testorganismen (ECT) untersucht werden. Dazu wurde am 01. April 2011, einige Tage nachdem das Schilf geerntet war und bevor die erste Phase der Klarwasserverregnung einsetzte, Bodenproben genommen. Dieser Boden repräsentierte den Ist-Zustand der Versuchsfläche (Nullbeprobung Boden) und dient als Referenz für die Bodenentnahme nach 3 Jahren Klarwasserverregnung. Diese zweite Beprobung fand am 4. April 2014 statt. Beide Probenahmen erfolgten an einer markierten Stelle (Plot 3), an welcher auch eine Bodenansprache (Partner HU Berlin) sowie Grundwasser- und mikrobiologische Untersuchungen (Partner ZALF) vorgenommen wurden. Es waren drei Bodenhorizonte (A-C) erkennbar (Abbildung 1). Bei jeder Probenahme wurden

von Horizont A (ca. 0 – 15 cm, vermulmter, durchwurzelter, aerober Oberboden), Horizont B (ca. 15 – 38 cm, eisenhaltiger, aggregierter, amorpher, durchwurzelter Torf, grundwasser-beeinflusst) und Horizont C (ca. 38 – 55 cm, stark degradiertes amorphes Schilftorf, aggregierter Grus ohne Kapillaren) jeweils ungefähr 20 kg entnommen und zur ECT transportiert. Dort wurde der Boden über einige Tage luftgetrocknet, gesiebt (4 mm) und kühl (4°C) im Dunkeln gelagert. Die in Tabelle 1 angegebenen Tests wurden mit den Böden durchgeführt, wobei jeweils die drei Bodenschichten der beiden Probenahmen parallel zu einer Laborkontrolle untersucht wurden (n= 5-8 Replikate).

Der pH des Bodens erhöhte sich durch die Klarwasserausbringung leicht, wobei der stärkste Effekt im Horizont C zu beobachten war (Tabelle 3).

**Tabelle 3: Bestimmter pH der drei Horizonte des Bodens aus Biesenbrow vor und nach Klarwasserausbringung.**

Zeitpunkt	Horizont A	Horizont B	Horizont C
vorher	6,7 ± 0,0	6,6 ± 0,0	5,9 ± 0,0
nachher	7,0 ± 0,0	6,8 ± 0,0	6,4 ± 0,0

Die Ergebnisse der Biotest-Untersuchungen sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

Eine Verbesserung der Bodenqualität nach den drei Jahren Berieselung war für das Wachstum von Hafer (*A. sativa*) in den Horizonten A und B zu beobachten. Als Gründe für das geförderte Pflanzenwachstum kommen die Zufuhr von Nährstoffen, die allerdings nicht analytisch überprüft wurden, die Veränderung von Bodenparametern wie z.B. pH oder die Auswaschung von vorhandenen Schadstoffen in Frage.

Eine Verschlechterung der Bodenqualität nach der Berieselung war lediglich im Horizont B für die Enzymaktivität des Bakteriums *A. globiformis* zu beobachten. Ein möglicher Grund dafür könnte die Anreicherung von abwasserbürtigen Substanzen im Boden sein, wogegen allerdings die (nicht-signifikante) geringere Verschlechterung in der obersten Bodenschicht, Horizont A, spricht.

**Tabelle 4:** Ergebnisse der Untersuchung der drei Horizonte des Bodens im Flächenbaustein „Biesenbrow“ beprobt 2011 (vor der Klarwasserausbringung) und 2014 (nach 3 Jahren Klarwasserausbringung) und untersucht mit Hilfe der terrestrischen Testbatterie. Testdurchführung und -auswertung erfolgte gemäß der relevanten Richtlinien (s. Tabelle 1). Angegeben ist die Hemmung in Prozent der Laborkontrolle (negative Werte bedeuten demnach eine Förderung). Rot markiert sind signifikante Verschlechterungen und grün markiert sind signifikante Verbesserungen nach der Klarwasserausbringung basierend auf Tukey-Tests ( $\alpha = 0.05$ )

Test-organismus	Endpunkt	Zeitpunkt	Horizont A	Horizont B	Horizont C
<i>Arthrobacter globiformis</i>	Dehydrogenase-aktivität	vorher	-1	-8	46
		nachher	15	28	41
<i>Enchytraeus crypticus</i>	Reproduktion	vorher	80	75	90
		nachher	78	79	82
<i>Folsomia candida</i> , erste Generation	Reproduktion	vorher	4	43	21
		nachher	-9	-3	27
<i>Folsomia candida</i> , zweite Generation	Reproduktion	vorher	41	70	30
		nachher	47	28	1
<i>Avena sativa</i>	Biomasseproduktion	vorher	12	25	-7
		nachher	-6	6	-3

Horizont C erwies sich generell als schlechtes Habitat für die verwendeten Organismen mit Ausnahme der Pflanze. Bei *E. crypticus* wurde für alle drei Horizonte eine Hemmung der Reproduktion im Vergleich zur Laborkontrolle beobachtet, die sich vor und nach Klarwasserausbringung kaum unterschied. Dies belegt, dass der Boden aus Biesenbrow unabhängig von der während des Projektes stattgefundenen Klarwasserausbringung nicht als Habitat für *E. crypticus* geeignet ist, obwohl der Boden-pH und der organische Gehalt durchaus innerhalb des Optimumbereiches dieses Wurmes liegt (OECD 2004b). Beim Springschwanz *F. candida* war tendenziell eine Abnahme der Hemmung der Reproduktion zu beobachten, die allerdings aufgrund hoher Variabilität nicht signifikant war.

Insgesamt lässt sich aus den Ergebnissen der ökotoxikologischen Untersuchungen in Biesenbrow kein besorgniserregender negativer Einfluss der Klarwasserausbringung ableiten. Obwohl leichte phytotoxische Effekte im Klarwasser zu verzeichnen waren, kam es zu einer Verbesserung des Pflanzenwachstums auf Boden nach 3 Jahren Bewässerung.

### b. Flächenbaustein „Hobrechtsfelde“

Der Flächenbaustein „Hobrechtsfelde“ repräsentiert ein Gebiet im Norden Berlins (Berlin-Buch) mit einem oberirdischen Einzugsgebiet von ca. 54 km<sup>2</sup>. Die Entwässerung des Gebietes erfolgt über den Lietzengraben, ein Gewässer 2. Ordnung, welches in die Panke mündet. Über fast 100 Jahre hinweg (1900 bis ca. 1985) wurde überwiegend ungeklärtes Abwasser der Stadt Berlin in diesem Gebiet großflächig verrieselt. Die Einstellung der Verrieselung führte zu Grundwasserabsenkungen und Gefährdung der inzwischen etablierten Feuchtgebiete mit einer großen Tier- und Pflanzenvielfalt. Weitere Aktivitäten wie die Einebnung der Rieselfeldtafeln, die an manchen Stellen erfolgte Einarbeitung von Bodenmaterial (Lehm aber auch Bauschutt) zur Festlegung von Schadstoffen und die Verrieselung von Klarwasser im Rahmen von Forschungsprojekten führten nach 1985 zu einer weiteren anthropogenen Veränderung in Teilen dieser hochkomplexen Landschaftsstruktur.

Im Gegensatz zur Fläche in Biesenbrow erfolgte hier keine eigentliche Verrieselung des Klarwassers sondern eine Einleitung in bestehende technische Teichsysteme aus denen das Klarwasser entweder durch horizontale Bodenpassage, z.T. gefördert durch den Aufstau von Gräben, in das Gelände infiltrierte oder mit dem Fließweg bis hin zur Panke abgeleitet wurde. Genaue hydrologische Untersuchungen dazu wurden anderen Partnern in ELaN durchgeführt und berichtet. Im Juni 2012 wurden in Hobrechtsfelde in Verbindung mit einem chemisch-analytischen Messprogramm Wasserproben vom Klarwasser sowie entlang des Hauptfließweges an den Probestellen OW2, OW8, PO und PU genommen und mit aquatischen Biotests untersucht. Die Ergebnisse sind in Tabelle 5 zusammengefasst. Keine der Proben hatte einen negativen Effekt auf *D. magna*, Fischembryos oder das Wachstum der Grünalge. Im Unterschied zum Klarwasser aus Biesenbrow zeigt die Klarwasserprobe aus Hobrechtsfelde also keinen hemmenden Einfluss auf Grünalgen. Dagegen hemmten alle Proben aus Hobrechtsfelde das Wachstum der Wasserpflanze *L. minor*, wenn auch um maximal 27%. Aufgrund dieser Befunde wurden keine weiteren Proben untersucht.

**Tabelle 5:** Ergebnisse der Untersuchung von Wasserproben des Flächenbausteins „Hobrechtsfelde“ mit Hilfe der aquatischen Testbatterie. Testdurchführung und -auswertung erfolgt gemäß der relevanten DIN bzw. ISO Normen (s. Tabelle 1). Dargestellt ist die Hemmung in Prozent der Laborkontrolle (unbelastetes Kulturmedium) für die jeweils angegebene Verdünnungsstufe G (Erklärung s. Text). Die abgeleitete G-Stufe (grün markiert) ist nach den entsprechenden Testrichtlinien definiert als die niedrigste Verdünnungsstufe bei der keine Effekte beobachtet wurden.

Testorganismus	Klarwasser	OW2	OW8	PO	PU
<i>D. magna</i> (Kleinkrebs), Mortalität	0% (G1)	0% (G1)	0% (G1)	0% (G1)	0% (G1)
<i>D. rerio</i> (Fischembryo), Mortalität	0% (G1)	0% (G1)	0% (G1)	0% (G1)	0% (G1)
<i>P. subcapitata</i> (Grünalge), Wachstumshemmung	-61% (G2)	-50% (G2)	4% (G2)	-29% (G2)	-4% (G2)
	-45% (G4)	-49% (G4)	-43% (G4)	-31% (G4)	-11% (G4)
	-28% (G6)	-	-	-	-
<i>L. minor</i> (Wasserpflanze), Wachstumshemmung	27% (G1)	23% (G1)	22% (G1)	17% (G1)	17% (G1)



Aufgrund der Komplexität und strukturellen Vielfalt des Flächenbausteins Hobrechtsfelde sowie des Einflusses durch Klarwasser bereits durch Vorläuferprojekte war eine ökotoxikologische Risikoabschätzung der Nutzung von gereinigtem Abwasser in der Landschaft durch einen Vorher-Nachher Vergleich des Bodens nicht möglich. Stattdessen wurde am Beispiel dieses Flächenbausteins ein experimentelles Modellsystem (Durchflussapparatur) zur prospektiven Umweltrisikoprüfung entwickelt, welches die Beaufschlagung von Boden mit gereinigtem Abwasser unter kontrollierten Bedingungen simuliert. Dabei wurde in dem experimentellen Modellsystem mit einer Abwasserbeaufschlagung von  $10.0 \pm 0.2$  L pro Säule und Tag (entsprechend  $276 \text{ L/m}^2$  pro Tag) über 77 Tage gearbeitet, die bei üblichen Klarwasserbeaufschlagungsmengen von  $730 \text{ L/m}^2$  pro Jahr (Ternes et al. 2007) einem Zeitraum von 30 Jahren entsprechen würden. Dadurch ermöglichte das experimentelle Modellsystem die Abschätzung von Effekten einer Langzeitbeaufschlagung einerseits auf die Qualität des Klarwassers und andererseits auf die der beaufschlagten Böden. Dabei unterschätzte das Modellsystem vermutlich den Abbau der eingetragenen Schadstoffe, stellte also den *worst case* für Grundwasserbelastung dar, während es im Hinblick auf die Anreicherung von Schadstoffen nicht einer *worst case* Situation entsprach, da unter den üblichen Bedingungen einer Klarwasserverrieselung mit deutlich geringeren Durchflussraten bzw. längeren Verweilzeiten und damit einer stärkeren Sorption zu rechnen ist. Die Konzeption eines derartigen experimentellen Modellsystems war Neuland, da ähnliche Untersuchungen den Fokus eher auf die Rückhaltefunktion, also der Qualität des Grundwassers, legen und nicht auf die Bodenqualität, charakterisiert z.B. über die Habitatsignung für terrestrische Organismen. Zum Einsatz kamen vier verschiedene Böden, die als geschüttete Bodensäulen mit gereinigtem Abwasser (Klarwasser) der Kläranlage Berlin-Schönerlinde über 77 Tage im wassergesättigten Zustand beaufschlagt wurden.

Der Fokus dieser prospektiven Untersuchung lag auf den Auswirkungen der Klarwasserbeaufschlagung auf den Boden, insbesondere im Hinblick auf seine Habitat- und Rückhaltefunktion. Gleichzeitig sollte die Veränderung der Klarwasserqualität sowie eine mögliche Gefahr für das Grundwasser durch die Auswaschung von im Boden vorhandenen Schadstoffen überprüft werden. Diese Funktionen sollten in terrestrischen Biotests mit dem Boden nach Ende der Beaufschlagung und in aquatischen Biotests mit dem Sickerwasser beurteilt werden. Der Schwerpunkt des chemisch-analytischen Begleitmonitorings dieser Untersuchungen (durchgeführt durch die Partner BfG, BWB und FU Berlin) lag auf sogenannten *emerging pollutants*, also organischen Spurenstoffen, deren Vorkommen in der Umwelt erst seit einigen Jahren belegt ist und für die in den meisten Fällen keine ausreichenden ökotoxikologischen Daten vorliegen, um eine Umweltrisikoprüfung zu ermöglichen.

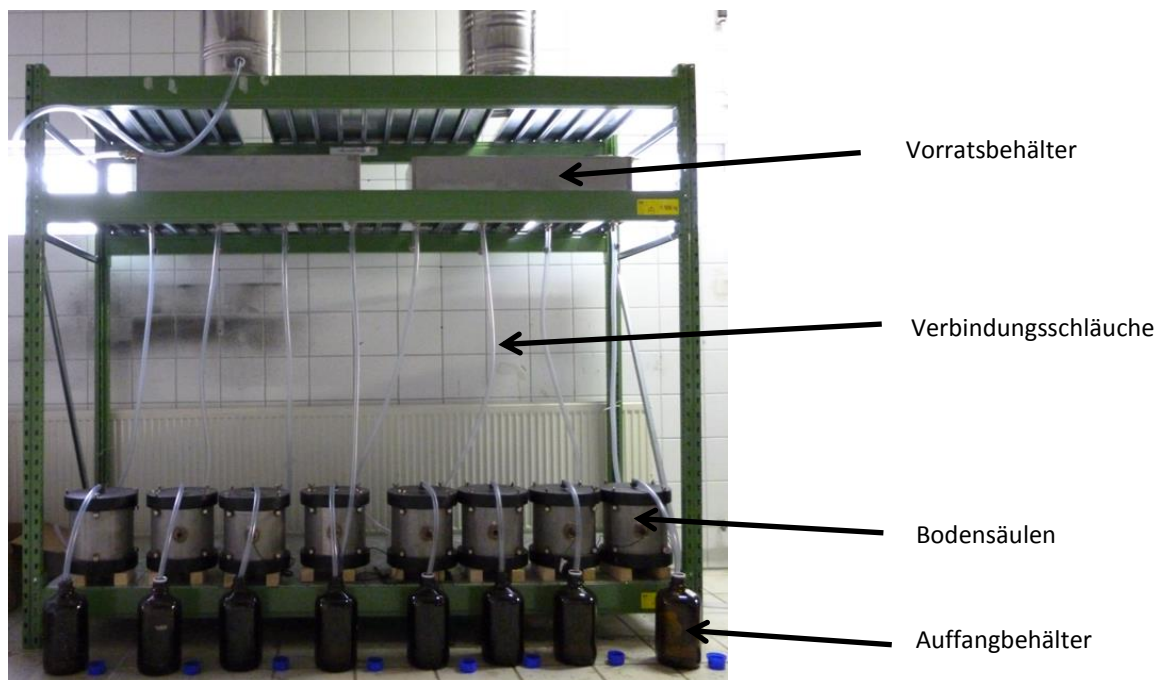
In Abbildung 2 ist das konstruierte Modellsystem dargestellt. Es wurde zunächst in einem Vorversuch im Labor der ECT mit einer Climbazol-Testlösung auf Funktionsfähigkeit überprüft, bevor der Hauptversuch an der Kläranlage Schönerlinde stattfand.

Das Modellsystem wurde so konstruiert, dass die eingesetzten Materialien, wie Edelstahl und Teflon, eine Adsorption von Substanzen so weit wie möglich minimierten. Das Volumen der Bodensäulen wurde so gewählt, dass die eingesetzte Bodenmenge nach Versuchsende für die Durchführung von terrestrischen Biotests ausreicht. Das Verhältnis von Durchmesser zur Höhe der Bodensäulen ist relativ groß um einen laminaren Fluss durch den Boden gegenüber seitlichem Abfluss oder präferenziellen Fließwegen zu begünstigen. Der Boden jeder Säule wurde nach Versuchsende gründlich durchgemischt bevor Proben für weitere Untersuchungen genommen wurden.

Die Säulen bestehen aus Edelstahlzylindern (Höhe: 20 cm, Durchmesser: 21,9 cm, Material V2A-Rohr). Sockel und Deckel sind aus schwarzem runden POM (Polyoxymethylen, Durchmesser: 25 cm,



Höhe: 4 cm), die passend auf die Rohre ausgedreht wurden und mit Kunststoffwinkeln für Schlauchanschlüsse versehen sind. In Sockel und Deckel sind jeweils 1 cm Raum, in dem sich die Flüssigkeit vor und nach der Bodenpassage sammeln kann, begrenzt jeweils durch ein eingespanntes Edelnstahlnetz (Maschenweite 1mm), auf dem eine Gaze (Maschenweite 0,25 mm) liegt um das Ausschwemmen von Boden zu verhindern. Die Bodensäule selbst hat eine Höhe von 18 cm, einen Durchmesser von 21,9 cm, eine Fläche von 362,9 cm<sup>2</sup> und ein Volumen von 6532 cm<sup>3</sup>. An Sockel und Deckel sind FEP-Schläuche (fluoriniertes Ethylenpropylen, 10 x 12 mm) angeschlossen. Die Schläuche von jeweils 4 Sockeln sind verbunden mit je einem Vorratsbecken aus Edelnstahl (Maße: 80 cm Länge, 25,5 cm Breite, 15 cm Höhe, Volumen 30 L, durch Schwimmer justierbarer Wasserstand), die mit Testlösung aus 100 L Kanistern gespeist werden oder durch kontinuierlichen Ablauf von der Kläranlage. Um die Wassersättigung in den Bodensäulen zu gewährleisten, wurden sie von unten nach oben durchflossen. Während der Versuche wurden kontinuierlich die Redoxpotentiale in jeder Säule gemessen, da die Redoxverhältnisse wichtig sind für mögliche Abbauprozesse im Boden.



**Abb. 2:** Konstruktion des Modellsystems als Durchflussapparatur.

Im Mai 2012 erfolgte die Entnahme der Böden in Hobrechtsfelde für den Hauptversuch. An drei Standorten des Gebietes (Tabelle 6) wurden, nach Entfernen der Vegetation, die obersten 40-60 cm Boden entnommen. Die Auswahl der Böden sollte historisch und aktuell von der Abwasser- bzw. Klarwasseraufleitung betroffene Standorte repräsentieren. Die Bestimmung von Metallkonzentrationen und organischen Schadstoffen durch die Projektpartner bestätigte die Annahmen über die bereits bestehende Belastungssituation der drei Böden.

**Tabelle 6: Beschreibung der Probenahmestellen für Boden in Hobrechtsfelde sowie Information zum Vergleichsboden s4.**

<b>s1 - Weide im Gebiet um den Teich 12</b>	
WGS 84-Koordinaten:	N 52.66161; O 13.48133; Höhe 53 m
Lage:	Weide, nahe BU30, an Graben 2, einige Meter rechts vom Weg
Historie:	Ehemaliges Rieselfeld, vor etwa 10 Jahren im Bucher Verfahren überlehmt, aktuell als Weide für Heckrinder genutzt, Queckenbewuchs
Bodenart:	Ton: 5%, Schluff: 3%, Sand: 86%
Probenahme:	Grasnarbe 40 cm abgetrennt, darunter bis in 30 cm Tiefe Boden entnommen, keine Schichtung bis in diese Tiefe erkennbar
Beobachtungen:	Verpackungsteile von Medikamenten, Pflaster, Kaugummi o.ä., Ziegelstücke (Bauschutt), trocken
pH und organischer Kohlenstoffgehalt (TOC%)	pH 6,8; TOC 1,8%
Schadstoffbelastung: <sup>1</sup>	Cadmium, Chrom, Kupfer, Blei, Zink, Quecksilber, PCB, PAH
<b>s2 - Grünland am OW2</b>	
WGS 84-Koordinaten:	N 52.65527; 13.47400; Höhe 49 m
Lage:	Grünland westlich des Lietzengrabens unterhalb von OW2
Historie:	Keine Rieselfeldnutzung bekannt, Klarwassereinfluss durch Lietzengraben aber nicht ausschließbar da als auf Karte als Überflutungsgebiet gekennzeichnet, aktuell als extensives Grünland genutzt
Bodenart:	Ton: 11%, Schluff: 5%, Sand: 79%; Rostflecken sichtbar, anmoorig
Probenahme:	Grasnarbe 10 cm abgetrennt, darunter bis 30 cm in die Tiefe auf 50 * 110 cm entnommen; unterhalb der 30 cm beginnt nahezu reine Sandschicht Unter der Grasnarbe viele Regenwürmer gefunden ( <i>Aporrectodea spec.</i> , <i>Octolasion cyaneum</i> , <i>Allolobophora chlorotica</i> , keine Tiefengräber); Rostflecken weisen darauf hin, dass die Wiese zeitweise unter Wasser steht, etwas Bauschutt
Beobachtungen:	
pH und organischer Kohlenstoffgehalt (TOC%)	pH 4,8; TOC 5,5%
Schadstoffbelastung: <sup>1</sup>	Arsen, Cadmium, Kupfer, Zink, Quecksilber, PAH
<b>s3 - Niedermoor am Feuerlöschteich</b>	
WGS 84-Koordinaten:	N 52.66834; O 13.48722; Höhe 53 m
Lage:	Nördlich des Feuerlöschteichs, ca. 20 m westlich von Graben 2 und 10 m von Weg
Bodenart:	Ton: 12%, Schluff: 5%, Sand: 76%; Rostflecken sichtbar, anmoorig
Historie:	Keine Rieselfeldnutzung bekannt, Klarwassereinfluss durch Graben 2 aber nicht ausschließbar; aktuell als extensives Grünland genutzt
Probenahme:	Grasnarbe 10 cm abgetrennt, darunter bis 60 cm in die Tiefe auf 30 * 60 cm entnommen
Beobachtungen:	Wiese scheint zeitweise unter Wasser zu stehen; Bewuchs mit Sauerampfer, Klee, Hahnenfuß, Schachtelhalm, Wiesenlieschgras
pH und organischer Kohlenstoffgehalt (TOC%)	pH 5,5; TOC 10,0%
Schadstoffbelastung: <sup>1</sup>	keine Vorsorgewerte überschritten
<b>s4 – Referenzboden LUFA 2.3</b>	
Herkunft:	Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer (LUFA)
Bodenart:	Ton: 24%, Schluff: 15%, Sand: 60%
pH und organischer Kohlenstoffgehalt (TOC%)	pH 6,9; TOC 1,1%
Schadstoffbelastung: <sup>1</sup>	Arsen, Zink

<sup>1</sup>: genannte Substanzen in Konzentrationen oberhalb der Vorsorgewerte nach BBodSchV (1999); für Arsen nach Lottermoser (2012)

Eine ausführliche Darstellung der Methoden und Ergebnisse sowie die darauf basierende Diskussion und Interpretation findet sich in der bereits eingereichten Publikation (Richter et al., *submitted*, s. Kapitel 6). Daher werden hier die Ergebnisse nur stark zusammengefasst gezeigt und die wesentlichen Schlussfolgerung benannt.

Tabelle 7 zeigt die Ergebnisse für die Sickerwässer aus dem Säulenversuch. Eine Beeinflussung des Überlebens des Kleinkrebses *D. magna* durch das Klarwasser war weder vor noch nach Passage durch einen der Böden zu beobachten. Das Klarwasser der beiden letzten Probenahmeperioden zeigte stark phytotoxische Effekte (in Übereinstimmung mit den oben gezeigten Ergebnissen für *L. minor*). Diese Effekte wurden durch die Bodenpassage signifikant verringert. Lediglich im Fall der Grünalge traten nach der Bodenpassage bei den ersten Probenahmeperioden stärkere Effekte auf als im Klarwasser. Nährstoffkonzentrationen sowie pH lagen in allen Proben im Normbereich der drei Testorganismen und können damit die beobachteten Unterschiede bei den beiden Primärproduzenten nicht erklären. Damit liegt die Schlussfolgerung nahe, dass Schadstoffe für die beobachteten verantwortlich sind. Zusammengenommen weisen diese Ergebnisse also darauf hin, dass phytotoxische Substanzen im Klarwasser der Anlage Schönerlinde zumindest zeitweise in effektiven Konzentrationen vorliegen und dass diese Substanzen durch eine Bodenpassage teilweise entfernt werden. Andererseits zeigten die Effekte auf Grünalgen, dass es durch Klarwasseraufleitung auch zu einer Mobilisierung von phytotoxischen Substanzen aus vorbelastetem Boden kommen kann, insbesondere zu Beginn der Aufleitung. Die Ergebnisse des chemisch-analytischen Monitorings der Partner BfG, BWB und FU wiesen in die gleiche Richtung, nämlich, dass eine Vielzahl von Substanzen aus dem Klarwasser in der Tat an den Boden adsorbierte aber auch z.B. Schwermetalle ausgewaschen wurden. Es ließen sich allerdings auch mit Hilfe von theoretischen Konzepten (*Toxic Units*, s. Backhaus & Faust 2012) keine einzelnen Substanzen identifizieren, die für die beobachteten Effekte verantwortlich gemacht werden könnten.

**Tabelle 7:** Ergebnisse der Untersuchung von Sickerwasserproben aus dem experimentellen Modellsystem mit aquatischen Biotests. Details zur verwendeten aquatischen Testbatterie s. Tabelle 1. Untersucht wurde das beaufschlagte Klarwasser sowie die Sickerwässer der Böden s1 bis s4 von jeweils drei Probenahmeperioden (Mischproben von Tag 0 – 3; Tag 30 – 33 und Tag 72 – 75). Dargestellt sind % Hemmung zur Laborkontrolle. Rot markiert sind signifikante Verschlechterungen und grün markiert sind signifikante Verbesserungen nach der Bodenpassage basierend auf Tukey-Tests ( $\alpha = 0.05$ )

Test-organismus	Probe-nahme	Klarwasser	s1	s2	s3	s4
<i>D. magna</i> (Kleinkrebs), Mortalität	1	0	0	0	0	0
	2	0	0	0	0	5
	3	0	0	0	0	0
<i>P. subcapitata</i> (Grünalge), Wachstum	1	-23	97	-28	37	15
	2	18	100	11	58	74
	3	70	32	79	18	50
<i>L. minor</i> (Wasserpflanze), Wachstum	1	11	9	-8	-	1
	2	30	17	0	-2	31
	3	78	42	39	21	57

Nach Ende der Klarwasserbeaufschlagung (77 Tage) wurden die beaufschlagten parallel zu den nicht-beaufschlagten Böden in terrestrischen Biotests eingesetzt. Die Untersuchung zeigte eine signifikante Verschlechterung der Bodenqualität durch die Klarwasserbeaufschlagung nur für das Bakterium *A. globiformis* im Boden s2, den Oligochaeten *E. crypticus* im Boden s4 sowie für die Pflanze *B. napus* im Boden s3 an. Eine Verbesserung der Bodenqualität trat dagegen für *E. crypticus* im Boden s1 sowie

für beide Pflanzen *B. napus* und *A. sativa* im Boden s2 auf. Die Änderungen der Bodenparameter, z.B. der Boden-pH-Werte (hin zum alkalischen Bereich), resultierten nicht in Bodeneigenschaften, die den Boden nach den entsprechenden Richtlinien als ungeeignet für die ausgewählten Testorganismen erscheinen liess und sollten daher keinen Einfluss auf die Habitategnung der Böden gehabt haben. Damit erscheint wie im Falle der Sickerwässer die Belastung der beaufschlagten Böden mit abwasserbürtigen Schadstoffen als Erklärung für die Unterschiede naheliegend. Die z.T. beobachtete Verbesserung der Habitategnung des Bodens ließe sich mit der Auswaschung von vorhandenen Schadstoffen erklären, wobei diese Erklärung gut mit der Beobachtung zusammen passt, dass eine solche Verbesserung in den nachweislich besonders belasteten Böden auftrat.

Zusammenfassend lassen sich aus den Untersuchungen in den beiden Flächenbausteinen die folgenden Punkte als Fazit ableiten:

- Die Untersuchung von gereinigtem Abwasser mit aquatischen Standard-Labortests zeigte eine eher geringe Ökotoxizität an. Dies stimmt mit bisherigen Untersuchungen und auch mit chronischen Tests aus anderen Projekten an Kläranlagenabläufen überein. Lediglich im Hinblick auf Primärproduzenten waren im gereinigten Abwasser wiederholt und reproduzierbar Effekte zu verzeichnen, die aber nach der derzeitigen gesetzlichen Lage zulässig sind. Die Ursache für die Phytotoxizität, also z.B. das Vorhandensein bestimmter Schadstoffe, konnte trotz umfangreicher analytischer Untersuchungen nicht ermittelt werden. Ein Grund hierfür könnte sein, dass Pflanzenschutzmittel (insbesondere Herbizide) im analytischen Monitoring wenig vertreten waren. Außerdem ist die Ökotoxizität vieler neuartiger Spurenschadstoffe bisher nicht untersucht, so dass eine Prognose ihrer summarischen Wirkung aufgrund gemessener Konzentrationen derzeit nicht möglich ist.
- Die Untersuchungen des Sickerwassers deuten darauf hin, dass die Bodenpassage tatsächlich zu einer (auch ökotoxikologisch relevanten) weiteren Reinigung des Klarwassers führt, die allerdings abhängig ist sowohl von den individuellen Substanzen als auch von den Bodeneigenschaften.
- Es wurde weiterhin klar belegt, dass im Falle von vorbelasteten Böden eine Remobilisierung und Auswaschung von Schadstoffen, verbunden mit einer Gefahr für das Grundwasser, auftreten kann.
- Die Untersuchungen zeigten, dass die Kehrseite der weitergehenden Reinigung des Klarwassers die Belastung des beaufschlagten Bodens ist. Abwasserbürtige organische Spurenschadstoffe aber auch Metalle (insbesondere Zink) reicherten sich im Boden an. Dies wurde sowohl durch die Biotests als auch die chemischen Untersuchungen belegt. Diese Effekte waren geringfügig (nur durch einen Organismus angezeigt) nach nur kurzfristiger Bewässerung (3 Jahre im Flächenbaustein Biesenbrow), aber deutlicher in einem experimentellen *worst-case* Szenario das eine 30jährige Bewässerung simulierte (angezeigt durch den gleichen und drei weitere Organismen).
- Dass nur einige der Testorganismen reagierten ist durch die artspezifische Toxizität der (Spuren)schadstoffe zu erklären. Daher ist es methodisch zu empfehlen, das Umweltrisiko von Klarwasserausbringung auf Boden sowohl chemisch (v.a. Substanzen mit bekannter Ökotoxizität wie Schwermetalle, Pestizide und Biozide) als auch biologisch (mit einer Testbatterie, die verschiedene trophische und taxonomische Arten repräsentiert) zu untersuchen. Eine Erweiterung der hier eingesetzten *in vivo* Testbatterie um *in vitro* Verfahren, die spezifische Wirkpotentiale anzeigen, erscheint (im Nachhinein) sinnvoll angesichts der vorhandenen Schadstoffbelastung. Eine optimale und für alle Wässer und Böden gleich gut geeignete Kombination an Testverfahren kann basierend auf den

erarbeiteten Ergebnissen nicht vorgeschlagen werden. Es kann allerdings abgeleitet werden, dass Primärproduzenten verschiedener Ebenen (einzellige Algen und höhere Pflanzen) unbedingt vertreten sein sollte, da Phytotoxizität der auffälligste und häufigste beobachtete Effekt war.

- Für die Ausbringung von Klarwasser in der Landschaft sollte basierend auf den erzielten Ergebnissen stets eine umfangreiche und fallspezifische Abwägung zwischen möglichen Vorteilen, wie z.B. der Schonung von Wasserressourcen und der geringeren Belastung der Vorflut, und möglichen Nachteilen, wie z.B. einer langfristigen Verschlechterung von wertvollen Böden durch Anreicherung von Schadstoffen, stattfinden.

### c. *Magnesium-Ammonium-Phosphat*

In Kooperation mit dem Leibniz-Institut für Agrartechnik Potsdam- Bornim (ATB) aus TP 04 wurde Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP, auch Struvit genannt) hinsichtlich seiner Regenwurmtoxizität untersucht. Dazu wurden zwei Regenwurm-Reproduktionstests entsprechend der Testrichtlinie OECD 222 durchgeführt, wobei die reale Applikationsmenge wie folgt berechnet wurde: Basierend auf Gell et al. (2011) wurde von einer Phosphatgabe von 200 kg/ha ausgegangen, was 87 kg/ha Phosphor beziehungsweise 980,4 kg/ha MAP (20,4% Phosphat-Gehalt) entspricht und sich bei einer Einarbeitungstiefe von 10 cm und einer Bodendichte von 1,3 g/cm<sup>3</sup> auf 0,75 g MAP/kg Boden Trockengewicht beläuft. Ausgehend von dieser realen Applikationsmenge wurden die MAP-Konzentrationen 0,075, 2,38, 7,54, 23,8 und 75,4 g/kg, eine Kontrolle sowie als weitere Kontrolle 0,85 g/kg bzw. 8.5 g/kg Superphosphat (entsprechend 200 kg/ha bzw. 2000 kg/ha Phosphat) mit jeweils 4 Replikaten (Kontrolle 8 Replikate) getestet. Als Substrat wurde Kunsterde verwendet (bestehend aus 10% Torf, 20% Kaolin, 69,6% Quarzsand, 0,4% Calciumcarbonat, im pH-Bereich zwischen 5,5 und 7,0 zu Testbeginn und zwischen 5,3 und 6,7 zu Testende). Zwei Chargen des kristallin vorliegenden MAPs wurden untersucht: ungereinigtes MAP (Charge 1) sowie gereinigtes, d.h. durch Spülen mit Wasser von organischem Feinmaterial befreitem MAP (Charge 2). Das MAP wurde trocken in den Testboden eingemischt, das Superphosphat (grobes Granulat) wurde zuvor zerstoßen. Als Endpunkt wurde die Reproduktion als Anzahl juveniler Würmer nach acht Wochen ausgewertet.

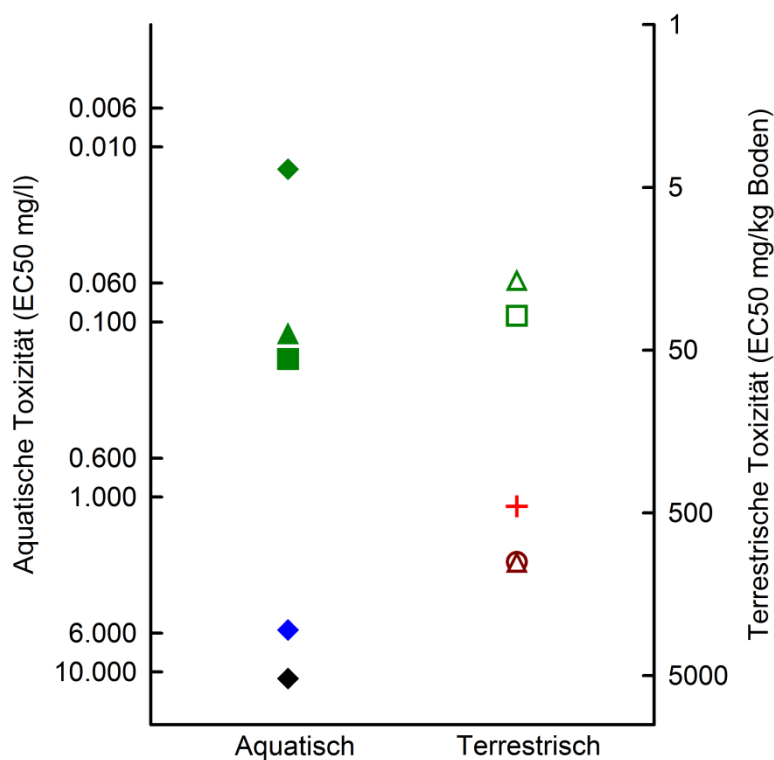
Für das ungereinigte MAP wurde eine 50% Effektkonzentration (EC<sub>50</sub>) von 11 g/kg Boden (95% Konfidenzintervall von 8 - 15 g/kg Boden) und für das gereinigte MAP ein EC<sub>50</sub> von 6 g/kg Boden (4 - 9 g/kg Boden) bestimmt. Damit unterschieden sich die beiden Chargen kaum in ihrer Regenwurmtoxizität; entgegen der Erwartung wies das gereinigte Material sogar eine etwas höhere Toxizität auf.

Eine vergleichbaren Menge an anorganischem Phosphatdünger (8.55 g/kg Boden Superphosphat, also ein 10faches der realen Anwendungsmenge) hemmte ebenfalls zu etwa 50% die Reproduktion der Regenwürmer. Daraus lässt sich ableiten, dass von MAP als Phosphatdünger bei den üblichen Einsatzmengen kein ökotoxikologisches Risiko zu erwarten ist.

#### d. Ökotoxikologie von Modellsubstanzen

In Absprache mit dem Analytik-Projektpartner BfG wurde Climbazol als Modellsubstanz für neuartige Spurenschadstoffe ausgewählt. Bei diesem Wirkstoff (CAS-Nummer 38083-17-9) handelt es sich um ein Azol-Fungizid, das in Antischuppenshampoos in Konzentrationen bis zu 2% und als Konservierungsmittel in Kosmetika mit bis zu 0,5% verwendet wird (SCCP 2009). Rückstände von Climbazol wurden erstmals 2010 in Klärschlamm, Abwasser und Fließgewässern an einer Kläranlage in Hessen nachgewiesen. Die Relevanz von Climbazol als abwasserbürtigem Spurenstoff belegen die gemessenen Konzentrationen von bis zu 1350 ng/L im Rohabwasser, 443 ng/L im gereinigten Abwasser und 530 ng/L im Vorfluter (Wick et al. 2010). Im Rahmen der Untersuchungen des Verbundpartners BfG wurde Climbazol im gereinigten Abwasser der Kläranlagen auf beiden Flächenbausteinen nachgewiesen, womit sich die Relevanz dieses Fungizids als Modellsubstanz für ökotoxikologische Untersuchungen im Projekt ELaN bestätigt hat. Eine intensive Literatur- und Datenbankrecherche ergab, dass zu Projektbeginn keine öffentlich verfügbaren ökotoxikologische Daten zu Climbazol vorlagen, abgesehen von den wenigen im Sicherheitsdatenblatt angegebenen, die auf unveröffentlichten Studien beruhen. Aus diesem Grund sollte eine umfassende Charakterisierung der ökotoxikologischen Wirkung auf aquatische und terrestrische Organismen durchgeführt werden. Tabelle 1 gibt einen Überblick über die eingesetzten Biotests. Die Analytik zur Bestätigung der eingesetzten Konzentrationen in den aquatischen Tests wurde durch den Partner BfG durchgeführt. Zusätzlich wurde ein Pflanzenwachstumstest in verschiedenen Kunsterden mit einer Climbazol-Konzentration von 100 mg/kg durchgeführt, bei dem der Einfluss von Boden-pH und Torfanteil auf die Phytotoxizität von Climbazol untersucht wurde.

Die Ergebnisse zur Modellsubstanz Climbazol wurden innerhalb der Projektlaufzeit in einer wissenschaftlichen Zeitschrift mit Gutachterverfahren veröffentlicht (Richter et al. 2013). Sie werden daher hier nur zusammenfassend in Abbildung 1 dargestellt.



**Abb. 3:** Aquatische und terrestrische Toxizität von Climbazol gegenüber Primärproduzenten (grün), Bakterien (rot), Bodeninvertebraten (braun), Fisch (blau) und Kleinkrebsen (schwarz).



Die Untersuchungen belegten, dass Primärproduzenten (Algen, Wasserpflanzen und höhere Pflanzen) am empfindlichsten auf Climbazol reagierten und spezifische Symptome wie Zwergenwuchs zeigten. Diese im Vergleich zu anderen Organismen hohe Toxizität des Antischuppenmittels gegenüber Pflanzen entspricht der anderer Azole, die als Fungizide in der Landwirtschaft eingesetzt werden wie z.B. Propiconazol und Tebuconazol (Richter et al. 2013). Azole hemmen ein spezifisches Enzym in der Biosynthese von Ergosterol, einem wichtigen Membranbestandteil bei Pilzen. Aufgrund möglicher Wirkungen auf Phytohormone wie Gibberelline und Brassinosteroide werden einige Fungizide dieser Gruppe auch als Wachstumsregulatoren z.B. im Getreideanbau eingesetzt (Rademacher 2000). Die Symptome des Zwergenwuchses passen mit diesem bekannten Wirkmechanismus überein. Die Untersuchungen zeigten weiterhin, dass der pH-Wert des Bodens maßgeblichen Einfluss auf das Ausmaß der Wachstumshemmung durch Climbazol hat während der Gehalt an organischer Substanz im Boden keinen signifikanten Einfluss zeigte (Richter et al. 2013). Da Climbazol eine ionisierbare Substanz mit basischem Charakter ist, liegt das Molekül bei niedrigem pH ( $< \text{Climbazol-pK}_a$  von 7,5) überwiegend als Kation vor und bindet daher stark an die negativen Oberflächen von Bodenpartikeln wie Ton oder Humus. Es ist anzunehmen, dass die dadurch verringerte Bioverfügbarkeit gleichzeitig für eine geringere Toxizität verantwortlich ist. Bei hohen pH-Werten ( $> 7,5$ ) liegt dagegen der größere Teil der Moleküle ungeladen vor und verursacht wegen höherer Bioverfügbarkeit stärkere Effekte. Diese Annahmen wurden experimentell im Pflanzentest bestätigt (Richter et al. 2013).

Insgesamt demonstrieren die Untersuchungen der Modellsubstanz Climbazol in ELaN, dass ein Shampoo-Inhaltsstoff als abwasserbürtiger Spurenstoff in den Wasserkreislauf gelangen kann und dass eine solche Substanz eine Ökotoxizität vergleichbar zu der von derzeit zugelassenen Pflanzenschutzmitteln aufweist. Ein Vergleich der hier bestimmten Ökotoxizität mit den wenigen verfügbaren Daten zu gemessenen Umweltkonzentrationen zeigt, dass letztere um ca. Faktor 50 bis 100 niedriger sind. Damit sind keine unmittelbaren Auswirkungen von Climbazol in der Umwelt zu befürchten, allerdings ist der Sicherheitsabstand relativ gering. Die tatsächlichen Konzentrationen von Climbazol in der aquatischen und terrestrischen Umwelt sollten daher weiter untersucht werden, um die Umweltrisikoprüfung auf eine breitere Datenbasis zu stellen.

#### *e. Leitfaden und Kernaussagen*

Die übergreifende Aufgabe der Erstellung eines Leitfadens und der Formulierung von Kernaussagen des Projektes wurde in intensiver Zusammenarbeit mit den Partnern in ELaN bearbeitet. Die Produkte dieser Zusammenarbeit werden im Rahmen des Gesamtberichtes des Verbundprojektes vorgestellt bzw. in anderer Weise durch den Koordinator der Öffentlichkeit verfügbar gemacht. Daher wird hier auf eine weitere Darstellung verzichtet.

## **2. Wichtigste Positionen des zahlenmäßigen Nachweises**

Der Großteil der Kosten entfiel auf Personalkosten für fest angestellte Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der ECT. Vergleichsweise geringe Beträge entfielen auf Sachmittel, wie u.a. die Konstruktion der Durchflussapparatur und Labormaterialien. Reisekosten fielen an für eine Reihe von Reisen nach Nordostdeutschland, zu Projekttreffen, Probenahmen und Versuchsbetreuung sowie für die Teilnahme an zwei wissenschaftlichen Konferenzen in Deutschland und eine im europäischen Ausland (Schottland).

### **3. Notwendigkeit und Angemessenheit der geleisteten Arbeit**

Die Belastung von (gereinigtem) Abwasser mit Spurenschadstoffen ist ein wichtiger Aspekt, der bei der Beurteilung der Vor- und Nachteile der Ausbringung von Klarwasser in der Landschaft mit berücksichtigt werden muss. Die ECT hat die ökotoxikologischen Aspekte der mit der Ausbringung verbundenen Risiken für die beiden Kompartimente Wasser und Boden bearbeitet. Es wurde dabei die wesentliche Schlussfolgerung herausgearbeitet, deutlich belegt und in die interdisziplinäre Diskussion eingebracht, dass die Vorteile der Klarwasserausbringung im Hinblick auf das Kompartiment Wasser (weitergehende Reinigung, Stützung der Grundwasserstände) sich leicht als Nachteil für die Bodenqualität erweisen kann. Umgekehrt kann ein Vorteil der Bewässerung für die Bodenqualität (Auswaschung von vorhandenen Schadstoffen) zu einem Nachteil für das Kompartiment Wasser, insbesondere Grundwasser werden. Diese Zusammenhänge waren bisher nicht so eindeutig belegt und in die Entscheidungsfindungsprozesse zur Genehmigungsfähigkeit von Klarwasserausbringung integriert.

### **4. Voraussichtlicher Nutzen, insbesondere der Verwertbarkeit des Ergebnisses im Sinne des fortgeschriebenen Verwertungsplans**

Die im Rahmen von ELaN erzeugten Daten zur Ökotoxizität von Climbazol sind bereits in die Datenbank der European Chemicals Agency (ECHA) aufgenommen und wurden zur Umweltrisikobewertung der Substanz unter REACH (*Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals*) in der Europäischen Union herangezogen. In diesem Zusammenhang hat die ECT den zuständigen Behörden auch die Rohdaten der Untersuchungen zur Verfügung gestellt. Dies belegt die Aktualität der geleisteten Untersuchungen und die Relevanz, insbesondere angesichts der Tatsache, dass der empfindlichste Endpunkt (Wachstumshemmung von *Lemna minor*) kein Standardendpunkt der üblichen Verfahren ist und damit ohne die hier durchgeführten Untersuchungen nicht in die Umweltrisikobewertung von Climbazol eingeflossen wäre.

Angesichts der politischen Forderungen zur Ausweitung der Nutzung von gereinigtem Abwasser und der Entwicklung von Standards (EC 2012) stellt der experimentelle Ansatz zur prospektiven Bewertung mit Hilfe des Bodensäulen-Modellsystems einen wichtigen Schritt dar, dessen wissenschaftliche Anerkennung und weiterer Einsatz allerdings noch aussteht.

### **5. Während der Durchführung des Vorhabens dem Zuwendungsempfänger bekannt gewordener Fortschritt auf dem Gebiet des Vorhabens bei anderen Stellen**

Während der Projektlaufzeit verabschiedete die Europäische Kommission einen „*Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources*“ (EC 2012). Darin wird der Wiederverwendung von gereinigtem Abwassers ein großer Stellenwert beigemessen und die Einführung entsprechender EU-weiter Umwelt- und Hygiene-Standards gefordert. Dies unterstreicht die Bedeutung der in ELaN durchgeführten Arbeiten, insbesondere auch des erstellten Leitfadens. Zu Projektbeginn erschien außerdem ein Positionspapier des Ministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (MUGV 2010), das im weiteren Projektverlauf die Diskussionen beeinflusste.

Hinsichtlich des Vorkommens, der Wirkungen und des Verbleibs von abwasserbürtigen Spurenschadstoffen ist eine Vielzahl von Publikationen in wissenschaftlichen Zeitschriften während der Projektlaufzeit erschienen, was die Bedeutung und Aktualität dieses Forschungsgebietes belegt. Eine Suche in der wissenschaftlichen Datenbank *Scopus* ergab für den Zeitraum 1/2010 bis 6/2015



für den Suchbegriff „wastewater AND micropollutants“ alleine 466 Treffer. Eine Einschränkung der Treffer auf Publikationen mit dem Begriff „irrigation“ ergab immer noch 45 Treffer. Naturgemäß können diese Arbeiten hier nicht alle angeführt und diskutiert werden; es werden daher nur einzelne im Folgenden herausgehoben.

Im Hinblick auf das experimentelle Säulenmodell in ELaN war insbesondere die Arbeit von Schaffer et al. (2012) wichtig, in der das pH-abhängige Verhalten von ionisierbaren Spurenstoffen in Bodensäulen beschrieben wird. Dalkmann et al. (2014) demonstriert, dass die Adaptation von Bodenmikrobgemeinschaften eine eher geringe Rolle spielt beim Abbau von Spurenschadstoffen in abwasser-beregneten Böden. Dies bestätigt, dass der Beaufschlagungszeitraum von 3 Monaten im gewählten experimentellen Ansatz des vorliegenden Projektes eher nicht zu einer relevanten Unterschätzung des Abbaus der Spurenschadstoffe führt. Prosser & Sibley (2015) sowie Tang et al. (2014), Verlicchi & Zambello (2014) und Leusch et al. (2014) stellen weitere wichtige Arbeiten zur Identifikation von Spurenschadstoffen in Abwasser und der Erfassung ihrer Wirkungen auf Umweltorganismen mit Hilfe von Biotests dar. Insbesondere Tang et al. (2014) stellt übereinstimmend mit den hier erzielten Ergebnisse eine Phytotoxizität von gereinigtem Abwasser fest, die vermutlich auf die Anwesenheit von Herbiziden und anderen phytotoxischen Spurenschadstoffen und deren unzureichende Entfernung aus dem Abwasser zurückführen lässt.

## 6. Erfolgte oder geplante Veröffentlichungen des Ergebnisses

Die folgenden wissenschaftlichen Veröffentlichungen und Präsentationen sind bisher erfolgt:

### Publikationen in wissenschaftlichen Zeitschriften mit Gutachterverfahren

Richter E, Wick A, Ternes TA, Coors A (2013) Ecotoxicity of climbazole, a fungicide contained in anti-dandruff shampoo. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32, 2816-2825.

### *eingereicht und unter Begutachtung*

Richter E, Hecht F, Schnellbacher N, Ternes TA, Wick A, Wode F, Coors A (2015) Assessing the ecological long-term impact of wastewater irrigation on soil and water based on bioassays and chemical analysis. *Water Research*.

### *geplant*

Richter E., Roller E, Kunkel U, Ternes TA, Coors A (in Vorbereitung) Phytotoxicity of wastewater-born micropollutants – characterisation of three antimycotics and a cationic surfactant. Zur Einreichung bei *Environmental Pollution*.

Maassen S, Richter E, Coors A, Balla D (in Planung) Impact of wastewater irrigation on an experimental field site in Northeast Germany.

### Vorträge und Poster

- Richter E (2011) Effekte des Antischuppenmittels Climbazol auf aquatische und terrestrische Organismen. Vortrag in der Arbeitsgruppe Aquatische Ökotoxikologie der Goethe-Universität Frankfurt/Main, 07. Februar 2011.
- Richter E, Wick A, Coors A (2011) Effekte des Antischuppenmittels Climbazol auf terrestrische und aquatische Organismen. Poster, 16. Jahrestagung der SETAC GLB, Landau, Deutschland, 18. bis 20. September 2011.
- Richter E (2011) Körperpflegemittel als Spurenschadstoffe in gereinigtem Abwasser und Oberflächengewässern – Erste Ergebnisse der ökotoxikologischen Untersuchung von Climbazol. Vortrag im Kolloquium des Instituts für Landschafts- und Pflanzenökologie, Universität Hohenheim, 25. Oktober 2011.
- Richter E, Wick A, Ternes T, Coors A (2012) Ecotoxicological characterisation of climbazole, an anti-dandruff agent contained in shampoo. Poster, 22nd Annual Meeting of SETAC Europe/ 6th Meeting of SETAC World, Berlin, Germany, 20.-24. Mai 2012.
- Richter E, Coors A (2012) Ökotoxikologische Untersuchungen der Klarwasser-ausbringung auf Boden- und Wasserqualität. Poster, Verbundtreffen von ELaN, Erkner, 19.-20. November 2012.
- Coors A (2013) Ökotoxikologische Bewertung von Spurenstoffen im Wasserkreislauf. Eingeladener Vortrag auf dem DECHEMA Kolloquium „Spurenstoffe im Wasserkreislauf, Bestimmung – Bewertung – Beseitigung“. Ausgerichtet durch die DECHEMA Gesellschaft für Chemische Technik und Biotechnologie e.V., Frankfurt/Main, 07. Februar 2013.
- Richter E, Wick A, Ternes T, Coors A (2013) Lab-scale approach to determine effects of wastewater irrigation on soil habitat quality. Poster, SETAC Europe, Glasgow, 12.-16. Mai 2013.

### Weitere Publikationen und wissenschaftliche Arbeiten

- Schnellbacher N (2013) Untersuchung von abwasserbeaufschlagten Böden mittels Biotests. Bachelorarbeit, Universität zu Köln, 05. Mai 2013.
- Theobald T, Richter E, Coors A, Kern J (2013) Neue Wege im regionalen Phosphor-Management. ForschungsReport Ernährung – Landwirtschaft – Verbraucherschutz, FoRep 2/2013 (Heft 48), S. 12-15.
- Roller E (2014) Toxizität ausgewählter klärschlammassoziierter Substanzen gegenüber Primärproduzenten. Masterarbeit, Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt am Main, 28. März 2014.
- Theobald T, Rühlmann S, Barjenbruch M, Richter E, Coors A, Kern J (2014) Phosphor-Recycling aus dem Abwasserstrom. Wasserwirtschaft Wassertechnik 4/2014.
- Richter E (in Vorbereitung) Ecotoxicological evaluation of treated wastewater and sewage sludge for sustainable use in land management. Dissertation zur Einreichung bei der Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt am Main.

## 7. Zitierte Literatur

- AbwV (2004) Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer. Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 2. September 2014 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist.
- Angelakis A.N., Marecos Do Monte, M.H.F., Bontoux, L., Asano, T. (1999) The status of wastewater reuse practice in the Mediterranean basin: Need for guidelines. *Water Research* 33, 2201-17.
- Asano T., Cotruvo J.A. (2004) Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations. *Water Research* 38, 1941-1951.
- Backhaus T., Faust M. (2012) Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: A conceptual framework. *Environmental Science and Technology* 46, 2564-2573.
- BBodSchG (1998) Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten. Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502), das zuletzt durch Artikel 5 Absatz 30 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist.
- BBodSchV (1999) Bunde-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 31 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist.
- Beecher N. (2008) Moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource, in: LeBlanc, R.J., Matthews, P., Richard R.P. (Eds.), *Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management*. United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT), Nairobi, Kenya, pp. 16-83.
- Beylich A. (2001) Untersuchungen an Enchytraeiden (Oligochaeta) zum Einfluss von Bodenfeuchte und pH-Wert auf die Toxizität von Schwermetallen im Freiland und in Laborversuchen. Dissertation an der Freien Universität Berlin.
- Chapman P.M (2000) Whole effluent testing – usefulness, level of protection, and risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19, 3-13.
- Dalkmann P., Siebe C., Amelung W., Schloter M., Siemens J. (2014) Does long-term irrigation with untreated wastewater accelerate the dissipation of pharmaceuticals in soil? *Environmental Science and Technology* 48, 4963–4970.
- Dannowski R., Balla D. (2004) Wasserhaushalt und geohydrologische Situation einer vernässten Niedermoorfläche mit Schilfanbau in Nordost-Brandenburg. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* 43 (2): S. 27–40.
- Daughton C.G., Ternes T.A. (1999) Pharmaceuticals and personal care products in the environment: Agents of subtle change? *Environmental Health Perspectives* 107 SUPPL. 6, 907-38.
- Dietrich O., Blankenburg J., Dannowski R., Hennings H.-H. (2001) Vernässungsstrategien für verschiedene Standortverhältnisse. In: Kratz, R. & J. Pfadenhauer (Hrsg.): *Ökosystemmanagement für Niedermoore: Verfahren und Strategien der Renaturierung nord- und ostdeutscher Niedermoore*. Verlag Eugen Ulmer & Co., Stuttgart, 53-73.
- DIN (1989) 38412 L 30 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L); Bestimmung der nicht akut giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Daphnien über Verdünnungsstufen (L 30). Deutsches Institut für Normung.
- DIN (1991) 38412 L 33 Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Testverfahren mit Wasserorganismen (Gruppe L); Bestimmung der

- nicht giftigen Wirkung von Abwasser gegenüber Grünalgen (*Scenedesmus*-Chlorophyll-Fluoreszenztest) über Verdünnungsstufen (L 33). Deutsches Institut für Normung.
- DIN (2006) DIN EN ISO 20079: Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der toxischen Wirkung von Wasserinhaltsstoffen und Abwasser gegenüber Wasserlinsen (*Lemna minor*) - Wasserlinsen-Wachstumshemmtest (ISO 20079:2005). Deutsches Institut für Normung.
- EC (2012) A Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the regions. Doc. 16425/12 – COM(2012) 673 Final, Brussels.
- Gell K., Ruijter F.J. de, Kuntke P., Graaff M. de, Smit A.L. (2011) Safety and effectiveness of struvite from black water and urine as a phosphorus fertilizer. *Journal of Agricultural Science* Vol. 3, No. 3; September 2011.
- GrwV (2010) Verordnung zum Schutz des Grundwassers. Grundwasserverordnung vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513).
- Hamilton A.J., Stagnitti F., Xiong X., Kreidl S.L., Benke K.K., Maher P. (2007) Wastewater irrigation: The state of play. *Vadose Zone Journal* 6, 823-40.
- Hoffmann C., Savric I., Jozefaciuk G., Hajnos M., Sokolowska Z., Renger M., Marschner B. (2002) Reaction of sewage farm soils to different irrigation solutions in a column experiment. 2. Heavy metals and their leaching. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165, 67-71.
- ISO (2008) Soil quality – Guidance on the assessment of tests applied in the field of ecotoxicological characterization of soils and soil materials. ISO 17616. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- ISO (2009) Wasserbeschaffenheit – Bestimmung der akuten Toxizität von Abwasser auf Zebrafisch-Eier (*Danio rerio*) (ISO 15088:2007). International Organization for Standardization; Deutsche Fassung: DIN 38415\_T6 (2003)EN ISO 15088:2008. DIN Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin, Germany.
- ISO (2012) Soil quality—Determination of the effects of pollutants on soil flora. Part 2: Effects of chemicals on the emergence and growth of higher plants. ISO 11269-2. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland
- ISO (2014) Soil quality – Quality of solid samples - Solid contact test using the dehydrogenase activity of *Arthrobacter globiformis*. ISO 18187. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- Kinney C.A., Furlong E.T., Werner S.L., Cahill J.D. (2006) Presence and distribution of wastewater-derived pharmaceuticals in soil irrigated with reclaimed water. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25, 317–326.
- Koch C., Wilke B.-M. (1998) Wirkung von ausgewählten PAK, PCB, und Schwermetallen auf Bodenmikroorganismen und Wildpflanzen. *Bodenökologie und Bodengenesse* 26, 3-22.
- Kratz W. (Hrsg.) (1996) Rieselfelder in Berlin und Brandenburg. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung – Schriftenreihe im Fachbereich Umwelt und Gesellschaft, Nr. 101; Tagungsband der Technischen Universität Berlin. ISBN 3 7983 1680 5, 262 pp.
- Leusch F.D.L., Khan S.J., Gagnon M.M., Quayle P., Trinh T., Coleman H., Rawson C., Chapman H.F., Blair P., Nice H., Reitsema T. (2014) Assessment of wastewater and recycled water quality: A comparison of lines of evidence from in vitro, in vivo and chemical analyses. *Water Research* 50, 420–431.
- Lewis J., Sjöstrom J. (2010) Optimizing the experimental design of soil columns in saturated and unsaturated transport experiments. *Journal of Contaminant Hydrology* 115, 1–13.

- Lottermoser B.G. (2012) Effect of long-term irrigation with sewage effluent on the metal content of soils, Berlin, Germany. *Environmental Geochemistry and Health* 34, 67–76.
- LUA (1995) Rieselfelder Brandenburg-Berlin. Schriftenreihe des Landesumweltamtes Brandenburg, Potsdam „Studien und Tagungsberichte“, Band 9.
- LUA (2003) Gefährdungsabschätzung und Sanierung von ehemaligen Rieselfeldern unter Berücksichtigung der Anforderungen von BBodSchG/BBodSchV. Titelreihe des Landesumweltamtes Brandenburg, Potsdam „Fachbeiträge des Landesumweltamtes“, Heft Nr. 77 – Bodenschutz und Altlasten.
- LUA (2008) Untersuchungen zum Schwermetallgehalt, insbesondere Cadmium, von Äsungspflanzen auf potentiellen Weideflächen der ehemaligen Rieselfelder in Hobrechtsfelde bei Berlin – Trasse vom Schönerlinde Weg zum Teich 12. Titelreihe des Landesumweltamtes Brandenburg, Potsdam „Fachbeiträge des Landesumweltamtes“, Heft Nr. 107.
- Luo Y., Guo W., Ngo H.H., Nghiem L.D., Hai F.I., Zhang J., Liang S., Wang X.C. (2014) A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of the Total Environment* 473-474, 619-641.
- Möller K., Pauli A., Kade N. (2006) Wiederbewässerung der Rieselfelder um Hobrechtsfelde – Abschlussbericht zum Wassermonitoring. 4914 UEP/OÜ 5.
- MUGV (2010) Positionspapier – Verwendung von gereinigtem Abwasser für Maßnahmen zur Stabilisierung des Wasserhaushalts. Ministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg, Potsdam.
- Muñoz I., Gómez -Ramos J.M., Aguera A., García-Reyes F.J., Molina-Díaz A., Fernández-Alba A.R. (2009) Chemical evaluation of contaminants in wastewater effluents and the environmental risk of reusing effluents in agriculture. *Trends in Analytical Chemistry* 28, 676–694.
- Nützmann G., Ginzel G., Holzbecher E., Scholz H., Hoffmann C. (2000) Grundwasserschutz durch Bodenverbesserung auf ehemaligen Rieselfeldern: Folgenabschätzung mit Hilfe gekoppelter Modelle. *Wasser & Boden* 52/9, 9-14.
- OECD (2004a) Test No. 220: Enchytraeid reproduction test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France.
- OECD (2004b) Test No. OECD 222: Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida*/ *Eisenia andrei*). OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France.
- OECD (2006a) OECD Test No. 202: *Daphnia* sp., acute immobilisation test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Organisation for Economic Co-operation and Development. Paris, France.
- OECD (2006b) Test No. 201: Freshwater alga and cyanobacteria, growth inhibition test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France.
- OECD (2006c) Test No. 221: Lemna sp. growth inhibition test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France.
- OECD (2006d) Test No. 208: Terrestrial plant test: Seedling emergence and seedling growth test. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France.
- OECD (2009) Organisation for Economic Co-operation and Development. 2009. Test No. 232: Collembolan reproduction test in soil. OECD Guidelines for the Testing of Chemicals. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France.

- Power E.A., Boumphrey R.S. (2004) International trends in bioassay use for effluent management. *Ecotoxicology* 13, 377–398.
- Prosser R.S., Sibley P.K. (2015) Human health risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in plant tissue due to biosolids and manure amendments, and wastewater irrigation. *Environment International* 75, 223–233.
- Rademacher W. (2000) Growth retardants: Effects on gibberellin biosynthesis and other metabolic pathways. *Annual Review Plant Physiology* 51, 501–531.
- Renger M., Mekiffer B. (1998) Belastung und Gefährdungspotentiale urbaner Böden. *Bodenökologie und Bodengenese* 26, 3-22.
- Richter E., Wick A., Ternes T.A., Coors A. (2013) Ecotoxicity of climbazole, a fungicide contained in anti-dandruff shampoo. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32, 2816-2825.
- Römbke J., Eisenträger A., Hund-Rinke K., Jänsch S., Neumann-Hensel H., Weber G. (2006) Handlungsempfehlung für die ökotoxikologische Beurteilung von Böden. Sidus Verlag, ISBN 3-937451-09-9, 43pp.
- SCCP (2009) Opinion on climbazole. Scientific Committee on Consumer Products. European Commission. 21 January 2009.
- Schaffer M., Boxberger N., Börnick H., Licha T., Worch E. (2012) Sorption influenced transport of ionizable pharmaceuticals onto a natural sandy aquifer sediment at different pH. *Chemosphere* 87, 513-20.
- Siemens J., Huschek G., Walshe G., Siebe C., Kasteel R., Wulf S., Clemens J., Kaupenjohann M. (2010) Transport of pharmaceuticals in columns of a wastewater-irrigated Mexican clay soil. *Journal of Environmental Quality* 38, 1201-1210.
- Strohbach B. (2000) Böden der Rieselfelder im Bereich des Forstamtes Buch – Entstehung und Eigenschaften. *Wasser & Boden* 52/9, 4-8.
- Succow M., Hampicke U. (2004) Wiedervernässung von Niedermooren mit gereinigtem Abwasser - Umweltverträglichkeit und Möglichkeiten der nachhaltigen Nutzung, *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, 43(2):1-4.
- Tang J.Y.M., Buseti F., Charrois J.W.A., Escher B.I. (2014) Which chemicals drive biological effects in wastewater and recycled water? *Water Research* 60, 289–299.
- Ternes T.A., Bonerz M., Herrmann N., Teiser B., Andersen H.R. (2007) Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: An option to remove pharmaceuticals and musk fragrances. *Chemosphere* 66, 894–904.
- Velty S., Behrendt A., Zeitz J. (2006) Natural wetland restoration and the use of municipal wastewater. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 169, 642–650.
- Verlicchi P., Zambello E. (2014) How efficient are constructed wetlands in removing pharmaceuticals from untreated and treated urban wastewaters? A review. *Science of the Total Environment* 470–471, 1281–1306.
- WHG (2009) Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts. Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 15. November 2014 (BGBl. I S. 1724) geändert worden ist.
- Wick A., Fink G., Ternes T.A. (2010) Comparison of electrospray ionization and atmospheric pressure chemical ionization for multi-residue analysis of biocides, UV-filters and benzothiazoles in aqueous matrices and activated sludge by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Journal of Chromatography A* 1217, 2088-2103.



Zeitz J., Velty S. (2002) Soil properties of drained and rewetted fen soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165, 618-626.



## Berichtsblatt

1. ISBN oder ISSN Geplant	2. Berichtsart Schlussbericht
3. Titel ELaN- Entwicklung eines integrierten Landmanagements zur nachhaltigen Wasser- und Stoffnutzung in Nordostdeutschland. Teilvorhaben F: Ökotoxikologie	
4. Autor(en) [Name(n), Vorname(n)] Richter, Elisabeth Coors, Anja	5. Abschlussdatum des Vorhabens Dezember 2014
	6. Veröffentlichungsdatum s.u. und geplant
	7. Form der Publikation Tagungsbeiträge, Fachzeitschriften
8. Durchführende Institution(en) (Name, Adresse) ECT Oekotoxikologie GmbH Böttgerstr. 2 – 14 65439 Flörsheim/Main	9. Ber. Nr. Durchführende Institution –
	10. Förderkennzeichen 033 L 025 F
	11. Seitenzahl 30
12. Fördernde Institution (Name, Adresse)  Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) 53170 Bonn	13. Literaturangaben 63
	14. Tabellen 7
	15. Abbildungen 3
16. Zusätzliche Angaben –	
17. Vorgelegt bei Richter E, Wick A, Ternes TA, Coors A (2013) Environ. Toxicol. Chem. 32, 2816-2825. 16. Jahrestagung der SETAC GLB, Landau, 18.-20. Sept. 2011. 22 <sup>nd</sup> Annual Meeting of SETAC Europe/ 6 <sup>th</sup> Meeting of SETAC World, Berlin, 20.-24. Mai 2012. Verbundtreffen ELaN, Erkner, 19.-20. Nov. 2012. Vortrag auf dem DECHEMA Kolloquium „Spurenstoffe im Wasserkreislauf, Bestimmung – Bewertung – Beseitigung“, Frankfurt/Main, 07. Februar 2013. 23 <sup>rd</sup> Annual Meeting of SETAC Europe, Glasgow, 12.-16. Mai 2013. Schnellbacher N (2013) Bachelorarbeit, Universität zu Köln, 05. Mai 2013. Theobald T, Richter E, Coors A, Kern J (2013) ForschungsReport Ernährung – Landwirtschaft – Verbraucherschutz, FoRep 2/2013 (Heft 48), S. 12-15. Roller E (2014) Masterarbeit, Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt am Main, 28. März 2014. Theobald T, Rühmland S, Barjenbruch M, Richter E, Coors A, Kern J (2014) Wasserwirtschaft Wassertechnik 4/2014.	
18. Kurzfassung Die Entsorgung von gereinigtem Abwasser erfolgt in Deutschland überwiegend auf dem Wasserpfad, d.h. durch Einleitung in ein Oberflächengewässer. Im Verbundprojekt ELaN wurden alternative Wege des Umgangs mit gereinigtem Abwasser (Klarwasser) untersucht, insbesondere eine Wiederverwendung im Sinne einer stofflichen Nutzung der noch enthaltenen Nährstoffe und im Hinblick auf eine Stützung des Wasserhaushaltes angesichts sinkender Grundwasserstände in Nordostdeutschland. Die ECT Oekotoxikologie GmbH war in ELaN für die Bearbeitung der ökotoxikologischen Fragestellungen verantwortlich und hat konkret ökotoxikologische Effekte im aquatischen (Klarwasser und Klarwasser-beeinflusste Oberflächengewässer und Grundwasser) als auch im terrestrischen (Abwasser- und Klarwasser-beeinflusster Boden) Kompartiment untersucht. Weiterhin standen die Ökotoxizität von Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP), einem Produkt eines alternativen Verfahrens des Nährstoffrecyclings, sowie die des Anti-Schuppenmittels Climbazol im Fokus der Untersuchungen. Als ökotoxikologische Methoden wurde eine Testbatterie bestehend aus verschiedenen aquatischen und terrestrischen Standard-Labortests eingesetzt. Zur Simulation des Langzeitriskos einer ca. 30jährigen Klarwasserbeaufschlagung wurde ein Durchfluss-Modellsystem mit Bodensäulen konstruiert und vor Ort an der Kläranlage betrieben. Die Arbeiten zur Modellschubstanz Climbazol demonstrieren, dass Inhaltsstoffe von Kosmetika und Körperpflegeprodukten eine Ökotoxizität aufweisen können, die der von strukturverwandten Pflanzenschutzmitteln entspricht. Die Arbeiten zum MAP belegten eine Regenwurmtoxizität dieser Substanz, die der eines üblichen anorganischen Phosphatdüngers bei äquivalenter Aufwandmenge entspricht. Klarwasser zeigte reproduzierbar leicht phytotoxische Effekte, aber keine akut toxischen Effekte auf Wirbellose (Kleinkrebse) und Wirbeltiere (Fischembryos). Die phytotoxischen Effekte konnten reduziert werden durch eine Bodenpassage, in Abhängigkeit vom eingesetzten Boden. Die Kehrseite der weitergehenden Reinigung des Klarwassers durch Bodenpassage bestand in einer Belastung des Bodens mit abwasserbürtigen organischen Spurenschadstoffen und Metallen (insbesondere Zink). Zu ökotoxikologisch relevanten Effekten kam es aber erst nach langfristiger Beaufschlagung (Simulation von ca. 30 Jahren), kaum aber nach 3 Jahren realer Bewässerung. Es wurde weiterhin klar belegt, dass im Falle von vorbelasteten Böden eine (ökotoxikologisch messbare) Remobilisierung und Auswaschung von Schadstoffen, verbunden mit einer Gefahr für das Grundwasser, auftreten kann. Für die Ausbringung von Klarwasser in der Landschaft sollte daher stets eine umfangreiche und fallspezifische Abwägung zwischen möglichen Vorteilen (z.B. geringere Belastung der Vorflut) und möglichen Nachteilen (Anreicherung von Schadstoffen in Böden) stattfinden. Untersuchungen mit Hilfe einer umfangreichen aquatischen und terrestrischen Testbatterie sind dabei ein wichtiger Bestandteil.	
19. Schlagwörter Wasserkreislauf, Boden, Ökotoxizität, Standardtestmethoden, Altlasten, Rieselfeld, Spurenschadstoffe	
20. Verlag –	21. Preis –



## Document Control Sheet

1. ISBN or ISSN Planned	2. type of document (e.g. report, publication) Final report
3. title Developing an integrated land management scheme for sustainable use of water, nutrients and carbon in North-East Germany. Part F: Ecotoxicology	
4. author(s) (family name, first name(s)) Richter, Elisabeth Coors, Anja	5. end of project December 2014
	6. publication date See below and planned
	7. form of publication Contributions at conferences, scientific journals, university theses
8. performing organization(s) (name, address) ECT Oekotoxikologie GmbH Böttgerstr. 2 – 14 65439 Flörsheim/Main Germany	9. originator's report no. –
	10. reference no. 033 L 025 F
	11. no. of pages 30
12. sponsoring agency (name, address)  Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) 53170 Bonn	13. no. of references 63
	14. no. of tables 7
	15. no. of figures 3
16. supplementary notes –	
17. presented at (title, place, date) Richter E, Wick A, Ternes TA, Coors A (2013) Environ. Toxicol. Chem. 32, 2816-2825. 16. Annual meeting SETAC GLB, Landau, 18.-20. Sept. 2011. 22 <sup>nd</sup> Annual Meeting of SETAC Europe/ 6 <sup>th</sup> Meeting of SETAC World, Berlin, 20.-24. Mai 2012. Verbundtreffen ELaN, Erkner, 19.-20. Nov. 2012. Presentation at DECHEMA Kolloquium „Spurenstoffe im Wasserkreislauf, Bestimmung – Bewertung – Beseitigung“, Frankfurt/Main, 07. Februar 2013. 23 <sup>rd</sup> Annual Meeting of SETAC Europe, Glasgow, 12.-16. Mai 2013. Schnellbacher N (2013) Bachelor thesis, Universität zu Köln, 05. Mai 2013. Theobald T, Richter E, Coors A, Kern J (2013) ForschungsReport Ernährung – Landwirtschaft – Verbraucherschutz, FoRep 2/2013 (Heft 48), S. 12-15. Roller E (2014) Master thesis, Johann Wolfgang Goethe-Universität, Frankfurt am Main, 28. März 2014. Theobald T, Rühmland S, Barjenbruch M, Richter E, Coors A, Kern J (2014) Wasserwirtschaft Wassertechnik 4/2014.	
18. Abstract Treated wastewater is commonly disposed of in Germany via the water pathway, i.e. by discharge into surface waters. Within the project ELaN, alternative approaches were investigated for dealing with treated wastewater, namely a re-use in order to recycle valuable nutrients and to help prevent falling water levels in Northeast Germany. ECT Oekotoxikologie GmbH was responsible for the ecotoxicological aspects within ELaN. Using a battery of various standardized aquatic and terrestrial test methods, ECT investigated particularly ecotoxicological effects in the aquatic compartment (treated wastewater and surface and groundwater influenced thereby) as well as in the terrestrial compartment (soil that received wastewater). In addition, the ecotoxicology of an alternative fertilizer (MAP) produced within the wastewater treatment process and of the anti-dandruff substance climbazol was investigated. In order to assess the long-term risk of approximately 30 years of wastewater irrigation, a flow-through model system with soil columns was created and run <i>in situ</i> at the wastewater treatment plant. The results regarding climbazol demonstrated that a substance contained in cosmetics and personal care products can exhibit an ecotoxicity that resembles that of structurally-related, authorized pesticides. The results regarding MAP demonstrated that its long-term toxicity toward earthworms is similar to that of common inorganic phosphate fertilizers at equivalent application rates. Treated wastewater was repeatedly found to exhibit phytotoxicity, but not to affect the survival of invertebrates (crustaceans) or vertebrates (fish embryos). Phytotoxicity was reduced by soil passage, depending on soil properties. The flipside of an enhanced purification of treated wastewater by soil passage was clearly demonstrated to consist in the accumulation of organic micropollutants and metals in the soil. This resulted in only weak ecotoxicological effects after three years of real irrigation, but in stronger effects in the 30-years irrigation simulation scenario. In addition, it was demonstrated that irrigation of contaminated soil can result in the remobilization and elution of pollutants at ecotoxicologically relevant levels, leading potentially to groundwater contamination. Decisions on the re-use of treated wastewater at the landscape level should be based on a comprehensive and case-specific weighting of the advantages (e.g. reduced impact on effluent-receiving surface waters) and the disadvantages (e.g. accumulation of pollutants in soil). A broad test battery consisting of aquatic and terrestrial test appears as an important component of such an evaluation.	
19. keywords water cycle, soil, ecotoxicity, standard test methods, contaminated sites, wastewater irrigation, micropollutants	
20. publisher –	21. price –