

## 5.6 Landwirtschaftliche Klärschlammverwertung

### 5.6.1 Verhalten von EAS in Böden

Über Persistenz, Bioakkumulierbarkeit, Transportverhalten via Hydrosphäre und Atmosphäre, die Bildung von Metaboliten und gebundenen Rückständen, Alterung usw. von POP, insbesondere von Pflanzenschutzmitteln (PSM), liegt ebenso ein detailliertes Wissen vor <sup>[503-506]</sup> wie über deren hormonelle Wirkung und schädliche Auswirkungen <sup>[15,73,507]</sup>. Das Aufbringen von Klärschlamm kann die Abbaubarkeit von PSM-Wirkstoffen im Boden weiter verringern <sup>[508]</sup>.

Hydrophobe organische Schadstoffe haben eine hohe Sorptionsneigung und sorbieren vornehmlich an die organische Bodensubstanz (soil organic matter, SOM). Gebundene Rückstände dürfen aber nicht als endgültig festgelegt betrachtet werden, sie können durchaus nach einer mehr oder weniger langen Zeit wieder freigesetzt und bioverfügbar werden <sup>[503,505]</sup>. Von aromatischen Stoffen gebildete gebundene bzw. nicht extrahierbare Rückstände (NER) liegen – zumindest in Kompost – an junge Humusstoffe gebunden vor, welche einem raschen Um- oder Abbau unterliegen können <sup>[509]</sup>. Als Kolloide verlagerbare Bestandteile des SOM wirken als Lösungsvermittler für wasserunlösliche Stoffe <sup>[492,510,511]</sup>. In Böden, die reich an aufweitbaren Tonmineralen oder/und arm an SOM sind ( $C_{\text{org}} < 0,1 \%$ ), z. B. Aquifermaterial, steigt die Bedeutung der Tonminerale für die Sorption. <sup>[492,512-515]</sup>

Durch Tiefenverlagerung, Versickerung, Verdunstung, Deflation und Erosion können auch weit entfernte aquatische und terrestrische Ökosysteme von Bodenflächen ausgehend belastet werden. Zahlreiche EAS sind persistent und deshalb geo- und bioakkumulierbar, aber auch nicht persistente Stoffe können, wenn sie ständig in die Umwelt emittiert werden, Auswirkungen hervorrufen wie persistente Stoffe und als „pseudopersistent“ bezeichnet werden <sup>[516]</sup>.

Das Wissen über in jüngster Zeit in das Zentrum des Interesses gerückte EAS ist im Vergleich zum Wissen über PSM-Wirkstoffe sehr begrenzt. Weltweit wurden bisher nur wenige Studien explizit unter der Fragestellung der Einbringung von EAS in Böden durchgeführt.

### 5.6.2 Bisphenol A

Aufgrund fehlender Meßdaten hat das ECB <sup>[20]</sup> das Sorptionsverhalten von BPA an organische Substanz modelliert und einen  $\log K_{OC}$  von 2,85 berechnet. Die Werte für natürliche Systeme Wasser-Boden, Wasser-Sediment und Wasser-Schwebstoffe fielen mit 1,15, 1,55 bzw. 1,85 deutlich niedriger aus. Das ECB zieht das Fazit, daß BPA nach einer eventuellen Freisetzung in die Umwelt „moderat“ an Feststoffe adsorbieren dürfte <sup>[20]</sup>. HOWARD <sup>[517]</sup>, zit. in <sup>[175]</sup> gibt berechnete  $\log K_{OC}$  von 3,2 für Sedimente und 2,5 für Böden an. FENT ET AL. <sup>[518]</sup> haben in verschiedenen Böden einen mittleren  $\log K_{OC}$  von radioaktiv markiertem <sup>14</sup>C-BPA von 2,9 ermittelt ( $K_{OC} = 796$ ) und HÖLLRIGL-ROSTA ET AL. <sup>[519]</sup> in Böden und an Humin- und Fulvosäuren von 2,95. IVASHECHKIN ET AL. <sup>[496]</sup> bestimmten den  $\log K_{OC}$  für Faulschlamm zu 2,72 – 3,11.

FENT ET AL. <sup>[518]</sup> beobachteten in Abbaustudien mit radioaktiv markiertem BPA in Böden eine rasche Transformation von BPA innerhalb der ersten 2 h in bis zu 5 Zwischenprodukte. Das grundsätzliche Muster des Abbaus war in allen Böden gleich, nach 3 d konnten weder BPA noch dessen Metabolite mehr aus den Böden extrahiert werden. Auch die Anteile an extrahierbarer und nicht extrahierbarer Radioaktivität waren in allen Böden ähnlich hoch: 76 – 82 % der Radioaktivität lagen zum Ende der Versuche nicht extrahierbar in der Bodenmatrix vor. Die Mineralisierung war mit 13 bis 19 % bis zum Ende der Versuche sehr gering. Als dominierende Sorptionsmatrix wurde das organische Bodenmaterial identifiziert. FENT ET AL. <sup>[518]</sup> stufen BPA als in Böden „moderat mobil“ ein.

In allen von HARTMANN ET AL. <sup>[5]</sup> untersuchten, mit Klärschlamm gedüngten Böden lag die Konzentration an extrahierbarem BPA unterhalb der Nachweis- oder Bestimmungsgrenze.

Am IAA wurden in Lysimeterversuchen ein sandiger Boden und in Abschwemmversuchen dieser sandige und ein lehmiger Boden mit ungespiktem oder gespiktem Klärschlamm beaufschlagt <sup>[28,520,521]</sup>. Zu Beginn der Versuche wurde einmalig die maximal nach Klärschlammverordnung <sup>[49]</sup> zulässige Menge Klärschlamm ( $5 \text{ t TS} \cdot \text{ha}^{-1}$  in 3 a) auf die Bodenoberfläche aufgebracht, die Beregnung erfolgte dann über zwei Jahre entsprechend den regionalen Wetterstatistiken im Raum Dresden. Auch nach Ende der Versuche war BPA in der Bodenmatrix noch in geringen Konzentrationen nachweisbar. Aufgrund des Versuchsdesigns kann jedoch keine Einschätzung darüber getroffen wer-

den, ob BPA abgebaut oder in die Bodenmatrix eingebunden wurde. Es trat eine Verlagerung von BPA bis in die Schicht von 50 – 90 cm Tiefe auf, BPA war jedoch in keiner der Sickerwasserproben nachweisbar.

In Abschwemmversuchen fand nach Beregnung das oberflächliche Abspülen beträchtlicher BPA-Massenanteile mit der Wasserphase des Run-off statt. Es kam zu einer Stoßbelastung nach dem ersten Abschwemmereignis und anschließend mit jedem Abschwemmereignis zu weiter sinkenden BPA-Konzentrationen im Wasser. Die nach Beendigung der Abschwemmversuche im Boden festgestellten Restkonzentrationen von BPA waren im Lehmboden deutlich höher als im Sandboden. Die abgeschwemmte Partikelphase konnte mangels ausreichender Probenmenge nicht untersucht werden.

### 5.6.3 Weitere estrogen aktive Stoffe

Bisphenol A ist einer von zahlreichen estrogenen Stoffen, die in Klärschlamm vorkommen können und deren Wirkungen sich addieren. Um die potentiellen Auswirkungen des mit dem Klärschlamm ausgebrachten BPA beurteilen zu können, müssen auch Stoffeigenschaften, Verhalten und Wirkung anderer Estrogene im Boden und das Ausmaß der gesamten Emissionen betrachtet werden.

Alle am IAA untersuchten Estrogene und auch DEHP weisen, soweit diesbezügliche Angaben vorliegen, in Böden ein ähnliches Verhalten auf. Es kann in erster Annäherung vom log  $K_{OC}$ -Wert abgeleitet werden, der für NP mit 4,0 bzw. 5,6 angegeben wird und für BPA und die estrogenen Steroide mit gemessenen Werten im Bereich 2,7 – 3,5 (Tabelle 5-5). Das Verhalten im Boden nach direkter Einbringung und nach Einbringung mit Klärschlamm ist im wesentlichen gleich, der mikrobielle Abbau zumindest von NPnEO<sup>[522]</sup> und DEHP<sup>[523]</sup> wird jedoch, ebenso wie jener des PSM-Wirkstoffes Terbutylazin<sup>[508]</sup>, durch die Anwendung von Klärschlamm gehemmt.

Die Substanzen liegen im Boden vorwiegend sorbiert an das organische Material vor. Sie bilden zu großen Anteilen nicht extrahierbare Rückstände und werden nur langsam und zu geringen Anteilen mineralisiert, obwohl die mikrobielle Transformation rasch beginnt und die Halbwertszeiten im Bereich von wenigen Stunden bis Tagen liegen. Mit Zunahme der NPnEO-Konzentrationen sinkt das Ausmaß des mikrobiellen Abbaus<sup>[522]</sup>. Auch Jahre nach der Aufbringung von Klärschlamm sind die Substanzen noch im Boden nachweisbar. Bei regelmäßiger, langjähriger Klärschlammdüngung können sich zumindest NP und DEHP im Boden anreichern<sup>[524]</sup>. AP können im Boden aus ebenfalls

mit Klärschlamm aufgebrachten APnEO nachgeliefert werden <sup>[28,392]</sup>. Tiefenverlagerung mit gelösten und kolloidalen organischen Stoffen als Lösungsvermittler oder auf bevorzugten Sickerpfaden ist möglich, nimmt jedoch nicht so gravierende Ausmaße an wie das oberflächliche Abspülen mit Boden- und Klärschlammteilchen nach Regenereignissen in Vorfluter. In Sickerwasser verschiedener Bodensäulenversuche wurden die Substanzen nicht nachgewiesen. Der Übergang von NP in Weidetiere wird für möglich gehalten <sup>[524]</sup>.

**Tabelle 5-5: Experimentell bestimmte log K<sub>OC</sub>-Werte estrogen aktiver Stoffe**

Substanz	log K <sub>OC</sub>	Matrix	Referenz
<b>Bisphenol A</b>	2,9	Boden	[518]
	2,72 – 3,11	Klärschlamm	[496]
	2,95	Boden	[519]
<b>17β-Estradiol</b>	3,21 – 3,46	Boden	[525]
	0 – 5,25	kolloidaler organischer Kohlenstoff	[526]
<b>Estron</b>	3,19 – 3,21	Boden	[525]
<b>17α-Ethinylestradiol</b>	2,91 – 3,04	Boden	[525]
	0 – 5,63	kolloidaler organischer Kohlenstoff	[526]
<b>Nonylphenol</b>	5,6	Schwebstoffe	[527]
	3,95	Boden	[519]
	4,4 – 5,7	k. A.	[528]
<b>DEHP</b>	4 – 5	k. A.	[529]

k. A.: keine Angabe; log K<sub>OC</sub>: dekadischer Logarithmus des Quotienten der Konzentrationen in einer organischen Phase und Wasser, normiert auf den Kohlenstoffgehalt der organischen Phase

#### 5.6.4 Auswirkungen von EAS auf Bodenökosysteme

Das CSTE<sup>[530]</sup> hat fünf Kategorien an schädlichen Effekten von Chemikalien auf Bodenökosysteme aufgestellt: Beeinträchtigungen von Bodenfunktionen, Pflanzenbiomasseproduktion, Wirbellosen, Wirbeltieren und die Akkumulation in der Nahrung bzw. über die Nahrungskette. Von PSM abgesehen, für die Untersuchungen zur terrestrischen Ökotoxizität vorgesehen sind <sup>[531]</sup>, ist über die Auswirkungen von EAS auf Bodenorganismen und -ökosysteme nur wenig bekannt <sup>[420,532]</sup>. In Bezug auf Säugetiere können die an anderer Stelle <sup>[73,84]</sup> ausführlich diskutierten und zusammengefaßten Erkenntnisse über Ratten und Mäuse orientierend herangezogen werden (für BPA s. a. Kapitel 2.3.4.3, für NP s. <sup>[533]</sup>).

Von den Wirbellosen wurden und werden in der Ökotoxikologie überwiegend aquatische Spezies untersucht <sup>[534-536]</sup>, was seine Ursache zu großen Teilen in der geltenden

Gesetzgebung hat. In der EU sind ökotoxikologische Tests nach TGD <sup>[190]</sup> mit Regenwürmern nur für die derzeit 141 Altchemikalien der nach Chemikalienrecht <sup>[537,538]</sup> aufgestellten vier Prioritätenlisten <sup>[539-542]</sup> und fakultativ für Neuchemikalien ab einem Produktionsvolumen pro Hersteller von  $10 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$  oder  $50 \text{ t}$  kumulativ <sup>[543-545]</sup> vorgesehen. Die Grenze erhöht sich mit dem neuen sog. REACH-System der Chemikalienzulassung <sup>[546]</sup> weiter: Die ab einem Produktions- oder Importvolumen von  $10 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$  pro Hersteller oder Importeur geforderte Prüfung der Umweltgefährdung umfaßt dann ab  $100 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$  die Ermittlung der terrestrischen Ökotoxizität.

Es fehlen Daten über Bioverfügbarkeit und Toxizität der meisten Stoffe in Böden und gleichzeitig zufriedenstellende Modelle für die Extrapolation von Daten aus aquatischen Testsystemen auf terrestrische Systeme <sup>[532]</sup>. In der EU ist bei Fehlen von Testdaten mit Bodenorganismen die Extrapolation aquatischer Wirkdaten auf den terrestrischen Bereich mit der Equilibrium Partitioning Method (EPM) vorgeschrieben <sup>[190]</sup>. Die EPM ist umstritten und zugleich bis jetzt ohne adäquate Alternativen <sup>[532]</sup>. Auch wenn die Bodenlösung – außer bei nicht wasserlöslichen Stoffen – Hauptpfad der Exposition von Bodenlebewesen gegenüber Schadstoffen ist, hält das BUA die Übertragung von aquatischen Toxizitätsdaten auf terrestrische Lebewesen grundsätzlich für „nicht sinnvoll“, da im Boden zuviele Einflußgrößen eine Rolle spielen, die in Gewässern ohne Bedeutung wären <sup>[532]</sup>. Die ökotoxikologische Bewertung von Bodenverunreinigungen erfordert vielmehr eine umfassende und hierarchische Herangehensweise, bei der die Effekte auf Ebene von Organismen, Populationen, Gemeinschaften, Ökosystemen und Landschaften untersucht werden <sup>[547]</sup>. Einen Überblick über Testverfahren für die terrestrische Ökotoxizität geben AHLERS & MARTIN <sup>[548]</sup> und RÖMBKE & KNACKER <sup>[549]</sup>, die deutliche Fortschritte auf diesem Gebiet in den letzten Jahren konstatieren. Das BUA <sup>[532]</sup> hat eine Teststrategie für die Risikoabschätzung von Stoffen in Böden entworfen, die jedoch keinen Eingang in den überarbeiteten Entwurf der TGD der EU gefunden hat <sup>[548]</sup>. WILKE ET AL. <sup>[550]</sup> haben eine Prüf- und Teststrategie für ökotoxikologisch abgeleitete Grenzwerte für Schadstoffe in Böden auf Basis einer empirischen Datenbank vorgelegt. Der Datenbestand läßt derzeit jedoch nur Prüfwertempfehlungen für einige Schwermetalle, BaP und HCH zu <sup>[550]</sup>.

Nach wie vor werden insbesondere mangelndes Grundlagenwissen über das Hormonsystem von Wirbellosen und über (potentielle) Effekte von EAS in Amphibien konstatiert <sup>[274,536]</sup>. Auch gibt es noch immer zu wenige Informationen über und Erfahrungen

mit Testmethoden für reproduktionstoxische Effekte generell <sup>[274]</sup>. Bis jetzt ist z. B. unklar, ob für die Chemikalienprüfung etablierte Tests auch für Pharmazeutika und Kosmetika geeignet sind. Im Falle von Bakteriziden und Tests für die Wirkung von Stoffen auf Bakterien in der Umwelt ist dies zumindest nicht der Fall. <sup>[547]</sup> Es gibt keine international einheitlichen Testsysteme speziell für hormonell vermittelte Wirkungen und z. B. auch noch kein abgestimmtes europäisches Konzept für das ökotoxikologische Testen und Bewerten von Humanarzneimitteln <sup>[552]</sup>. Die Zeit bis zur Einstellung des Gleichgewichtes der Schadstoffkonzentration zwischen Organismus und Bodenlösung wäre i. d. R. länger als die Dauer aquatischer Tests und die Bewertung von Pharmazeutika und Kosmetika wegen des Datenmangels derzeit grundsätzlich nicht möglich. Die Annahmen des „realistisch schlimmsten Falles“ (realistic worst case), die den Risikoabschätzungen zugrunde liegen, würden in der Umwelt zudem z. T. übertroffen. <sup>[528]</sup>

Estrogenrezeptoragonisten wirken additiv (Kapitel 2.2.4). Weitere EAS mit anderen Wirkmechanismen, z. B. Antiandrogene, können die estrogen Wirkung auf biologischer Ebene verstärken. Es kann bei unterschiedlichen Wirkmechanismen zu moderatem <sup>[553,554]</sup> bis starkem <sup>[555]</sup> und in wenigen Fällen bei gleichem Wirkmechanismus zu schwachem <sup>[556]</sup> Synergismus, also zu einer überadditiven Verstärkung, kommen. Synergismus kann auch bei Schwermetallen <sup>[557]</sup> und bei Wechselwirkung von Schwermetallen mit organischen EAS auftreten <sup>[558]</sup>. Schwermetalle können zudem selbst endokrine Wirkungen haben, so z. B. Nickel, Cadmium, Blei, Zink, Zinn, Quecksilber und organische Verbindungen von Quecksilber und Zinn (Tabelle 5-6; s. a. GUNKEL <sup>[559]</sup>). Für Antimon, Barium, Lithium und Natrium wurde die Estrogenität *in vitro* ebenfalls nachgewiesen <sup>[560]</sup>. Schwermetalle reichern sich zudem in Hormondrüsen an <sup>[557]</sup>.

**Tabelle 5-6: Endokrin aktive Schwermetalle**

Schwermetall	Referenz	Schwermetall	Referenz
Nickel	[561]	Chrom	[560]
Zink	[562,563]	Quecksilber, Methyl- quecksilber	[562-566]
Blei	[557,560,567-570]	Cadmium	[557,560, 562, 568, 571-573]
Zinn	[560]	Organische Zinn- verbindungen	[574-578]

Auch wenn in den meisten Fällen Konzentrationen untersucht wurden, die im Bereich der akuten Toxizität lagen, gibt es z. B. für Blei deutliche Hinweise auf hormonelle Effekte bei Konzentrationen, die keinen akut toxischen Effekt mehr auslösen<sup>[567,570]</sup>. Dabei ist zu registrieren, daß die Wirkungskurve von Blei wie die etlicher organischer EAS eine U-Form aufzuweisen scheint: zunehmende Effekte bei sehr hohen und sehr niedrigen, weniger stark ausgeprägte Effekte bei mittleren Konzentrationen (s. a. Kapitel 2.3.4.3, Abschnitt Fertilitäts- und Entwicklungstoxizität). Die Europäische Kommission kam mit Stand 2001 noch zu dem Schluß, daß Blei, Cadmium, Quecksilber und Methylquecksilber zu den erwiesenermaßen nicht endokrin wirksamen Stoffen gehören würden<sup>[76]</sup>.

Zusammen mit dem Hinweis auf die weitgehenden Wissenslücken und den dringenden Forschungsbedarf in Bezug auf EAS wird häufig betont, daß nach gegenwärtigem Wissensstand keine Gefährdung für Mensch und Umwelt von mit Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Flächen ausgebrachten EAS ausgeht<sup>[580]</sup>. ZULLEI-SEIBERT & SKARK<sup>[581]</sup> kommen zu dem Schluß, daß die “Kenntnisdefizite [...] keinen ausdrücklichen Verzicht auf die Verwendung von Sekundärrohstoff- und Wirtschaftsdüngern“ rechtfertigen. Beide Argumentationen sind dem Vorsorgegrundsatz (Kapitel 2.5.1) diametral. Der (noch) nicht erbrachte Beweis für eine Gefährdung bedeutet nicht, daß die Ungefährlichkeit bewiesen wurde. Wesentliche Kenntnisdefizite bestehen nicht nur bezüglich der Gefährlichkeit, sondern im Umkehrschluß auch bezüglich der Ungefährlichkeit der durch die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung nicht rückholbar in die Umwelt verbrachten EAS.

### 5.6.5 Grenzwerte für EAS in Klärschlamm

Die Diskussion um die Verwertung von Klärschlamm – und anderen organischen Düngemitteln (ODM) – in der Landwirtschaft, die gleichzeitig die flächenhafte Ausbringung eines schadstoffbelasteten Abfalls in die Umwelt darstellt, ist nicht neu<sup>[582,583]</sup>. Sie hat sich vor einigen Jahren weiter zugespitzt<sup>[584,585]</sup>, nachdem Umweltbundesamt und Bundesregierung neue, „bodenschutzorientierte“ Grenzwerte für die Belastung von ODM mit Schwermetallen vorgeschlagen hatten<sup>[417,424]</sup>. Von den Vertreter/inne/n der Landwirtschaft wurde schon länger gefordert, daß Grenzwerte von Schadstoffen in ODM genauer und strenger nach dem Ton- bzw. Sandgehalt des beaufschlagten Bodens differenziert werden sollen, als es nach derzeitiger Gesetzeslage<sup>[49]</sup> der Fall ist<sup>[417]</sup>. Die

Landwirtschaft bezeichnet es zudem als unvertretbar, daß der Schwermetallgehalt in geringer belasteten Böden durch die Abfallverwertung bis zu den Vorsorgewerten der Bodenschutzverordnung <sup>[57]</sup> aufgestockt werden darf <sup>[586]</sup>. BMU und UBA haben sich diese Position aus Gründen des Bodenschutzes zu eigen gemacht <sup>[417]</sup>. Und obwohl bisher nur Vorschläge für neue Grenzwerte der zulässigen Schwermetallbelastung von ODM vorgelegt wurden, ist es erklärte Absicht, auch anorganische Düngemittel und Grenzwerte für organische Schadstoffe in die geplante Verordnung aufzunehmen. Es geht dabei nicht (nur) um eventuell verschärfte Grenzwerte für PCB, PCDD/F und AOX, sondern auch und vor allem um Grenzwerte für bisher nicht sanktionierte Stoffe, speziell die Summe der Konzentrationen von NP, NP1EO und NP2EO („NPE“ <sup>[321]</sup>), um DEHP und LAS.

Die Aufbringung von EAS mit Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Flächen erfolgt erst einmal „ohne zwingende Notwendigkeit“ <sup>[580]</sup>, auch wenn die Nutzung und Kreislaufführung der enthaltenen Nähr- und Wertstoffe wünschenswert ist. Abfälle zur Verwertung in der Landwirtschaft sollten praktisch frei von Schadstoffen bzw. Schädwirkungen sein <sup>[11,42,580,587]</sup>, und eine hormonelle Wirkung von Klärschlamm kann prinzipiell nur als „unerwünscht“ bezeichnet werden <sup>[587]</sup>. Dennoch erscheint es weder sinnvoll noch gerechtfertigt, ein prinzipielles Verbot der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung einzuführen, wie teilweise gefordert wird <sup>[588]</sup>. Für den Fall der einmaligen Aufbringung genau einer hydrophoben toxischen Substanz auf einen Boden und das Fehlen weiterer Eintragsquellen betrachten BARRACLOUGH ET AL. <sup>[589]</sup> die Bildung von nicht extrahierbaren Rückständen durchaus als mögliche Problemlösung. Bei multiplen Quellen, Chemikaliengemischen oder wiederholter Applikation sei jedoch anschließend eine signifikante Freisetzung aus dem Bodenkörper über längere Zeiträume möglich.

In der Schweizer Risikoanalyse zur landwirtschaftlichen Abfallverwertung nimmt Klärschlamm den letzten Platz ein <sup>[11]</sup>, in der Bewertung durch den Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLU-FA) den vorletzten <sup>[586]</sup>. Die EU-Kommission konstatiert in ihrer Bodenschutzstrategie, daß die Schadstoffbelastung von Klärschlamm zumindest „Anlaß zu Bedenken“ gibt <sup>[42]</sup>. Dennoch bejaht die derzeitige Beschlußlage der EU die Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft <sup>[42]</sup>.

Etwa 1 t BPA wird in Deutschland jährlich mit kommunalem Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Böden ausgebracht (Kapitel 5.5). Die gleichzeitigen Emissionen

an NP und OP durch die landwirtschaftliche Klärschlammverwertung werden auf 0,8 bzw.  $16,5 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$  geschätzt <sup>[51]</sup>. Es kommt außerdem mit dem Klärschlamm und aus anderen Quellen (Deposition, Wirtschaftsdünger) zu einem weiteren, simultanen Eintrag an Steroiden, Phthalaten und anderen Estrogenen in Böden (Kapitel 2.4). Es kann durch Schadstoffgemische zu additiven oder sogar synergistischen Effekten kommen (Kapitel 5.6.4). Über die toxische Wirkung der einzelnen Stoffe und v. a. von Stoffgemischen auf Bodenorganismen liegen nahezu keine Daten vor (Kapitel 5.6.4).

Die atmosphärische Deposition als Quelle für Schwermetalle und Chemikalien in Böden ist, vor allem wegen des Ferntransportes, nur schwer und langsam einzudämmen. Deshalb muß der zweite wesentliche Eintragspfad von EAS in Böden – über Klärschlamm, andere organische Düngemittel (ODM) und Weideviehhaltung – so schnell und so weit wie möglich reduziert werden. Dazu muß das Minimierungsgebot unter Ausnutzung der bestehenden Spielräume umgesetzt werden. In der Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung von 1985 heißt es: „[D]ie Minimierung von [...] problematischen Stoffeinträgen [...] [bedeutet, daß] durch Begrenzungsmaßnahmen an allen Quellen der Schadstoffe [...] ein Gleichgewicht auf möglichst niedrigem Niveau zwischen dem Eintrag von Schadstoffen und den natürlichen Regelungsfunktionen des Bodens“<sup>zit.</sup> in <sup>[590]</sup> erzielt werden soll. Wenn die natürliche Regelungsfähigkeit des Bodens unbekannt oder nicht ausreichend ist, bleibt nur die (vollständige) Vermeidung an der Quelle <sup>[581,591]</sup>.

Die Belastung von Böden mit EAS über die Verwertung organischer Abfälle kann einerseits über das Ausmaß der Aufbringung, andererseits über die Schadstoffbelastung der Abfälle beeinflusst werden. In Bezug auf die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm können stoffbezogene Grenzwerte für die Konzentrationen im Klärschlamm oder/und effektbezogene Grenzwerte für die Wirkung auf Organismen erlassen oder/und Anstrengungen zur Vermeidung der Schadstoffbelastung des Schlammes unternommen werden. Dabei kann es sich einerseits um die Vermeidung der Freisetzung der Stoffe in das Abwasser oder auch um die Verbesserung der Abbauleistung der Klär- bzw. Schlammbehandlung handeln.

Grenzwerte für persistente und bioakkumulierbare Stoffe (PB-Stoffe) in Klärschlamm werden schon seit den 1980er Jahren gefordert (z. B. für HCB, Lindan, Dieldrin, DDT, PCB, PAK und Phthalate <sup>[590]</sup>). Seit Mitte der 1990er Jahre treten zahlreiche Expert/inn/en insbesondere für Grenzwerte bezüglich NP ein <sup>[365,368,592]</sup>. Empfehlungen

gehen dabei bis hin zu Grenzwerten im Bereich der Bestimmungsgrenze <sup>[592]</sup>. Die Höhe der Grenzwerte sollte allgemein vom Vorsorgegrundsatz geleitet sein und alle 10 – 15 Jahre überprüft werden <sup>[365]</sup>. Für den Fall, daß ein Grenzwert aus den vorliegenden Daten nicht quantitativ ableitbar ist, schlagen SCHNAAK ET AL. <sup>[357]</sup> das Drei- bis Fünffache des Median der derzeit gemessenen Konzentrationen vor. Der Sachverständigenrat für Umweltfragen schlägt in seinem Jahresgutachten 2002 deutlich strengere Grenzwerte in Höhe des Eineinhalbfachen der heute gemessenen Mittelwerte vor <sup>[593]</sup>. Diese Vorgehensweise sollte grundsätzlich mit einer stufenweisen weiteren Absenkung des Grenzwertes z. B. alle 5 Jahre kombiniert werden.

Unter den „neuen“ EAS sind bisher einzig NP und seine beiden kürzesten Ethoxylate NP1EO und NP2EO mit einigen Grenz- bzw. Zielwerten belegt. Von der EU-Kommission ist für zur landwirtschaftlichen Verwertung vorgesehene Klärschlämme ein Summengrenzwert für diese drei Stoffe von  $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  TS vorgeschlagen worden <sup>[321]</sup>. Da NP, NP1EO und NP2EO sehr ähnliche molare Massen haben <sup>[454]</sup> und jedes NP1EO- bzw. NP2EO-Molekül beim anaeroben Abbau in genau ein NP-Molekül umgesetzt wird <sup>[594]</sup>, können die Konzentrationen addiert werden, ohne allzu große Fehler zu produzieren. In Dänemark gilt ein Grenzwert von  $10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  TS Klärschlamm und in Kanada eine Schwellenkonzentration für die Beeinträchtigung der Umwelt (NOEC) von  $1,37 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  TS Boden <sup>[595]</sup> u. d. a. R. In Deutschland wird ein „ökotoxikologisch begründete[r] Grenzwert [...] von  $0,01 - 0,3 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  Boden TS“ angegeben <sup>[368]</sup>.

Weder OP und seine Ethoxylate noch die Zwischenprodukte des aeroben Abbaus der APnEO, die kurzkettigen NPnEC bzw. OPnEC, werden berücksichtigt, obwohl sie ebenfalls und z. T. ähnlich stark estrogen wirksam sind wie NP und NP1,2EO <sup>[92,94,405,596]</sup>. Auch die mögliche Nachlieferung von kurzkettigen APnEO im Boden <sup>[392]</sup> findet keine Berücksichtigung. OP, NP und alle genannten kurzkettigen Derivate wirken ebenso wie die estrogenen Steroide als Agonisten der Estrogenrezeptoren. Es kann aufgrund der Additivität der estrogenen Wirkung also zu einer deutlichen Unterschätzung der Umweltgefährdung kommen. In der EU stehen als Ergebnis der EU-Risikobewertung, die für NP aufgrund der aquatischen Ökotoxizität ein erhebliches Umweltrisiko konstatiert und entsprechende Risikomanagementmaßnahmen für erforderlich hält <sup>[533]</sup>, nun allerdings weitgehende Anwendungsverbote für NPnEO bevor <sup>[597,598]</sup>.

Die Liste der Stoffe, die Beschränkungen unterliegen, sollte als offene Liste geführt werden, d. h. es sollte innerhalb kurzer Zeit möglich sein, auf neue wissenschaftliche Erkenntnisse zu reagieren und Stoffe zur Liste hinzuzufügen oder von ihr zu streichen. Diese Befugnisse sollten bei den Umwelt- und Gesundheitsbehörden liegen und weitreichend sein. BPA ist auch hier ein gutes Beispiel: Die Risikobewertung der EU <sup>[20]</sup> kommt zu der Einschätzung, daß BPA *in vivo* nicht erbgutschädigend ist. Die Studie von HUNT ET AL. <sup>[228]</sup>, die schwerwiegende Beweise für Chromosomenschäden durch Störung der Meiose durch BPA präsentierte, erschien 2 Jahre nach Beendigung der Literatursichtung für die Risikobewertung, welche 6 Jahre nach Beschluß der EU über die 3. Prioritätenliste <sup>[537]</sup> erschien.

Die Orientierung von Grenzwerten für als ubiquitär verbreitet geltende organische Schadstoffe, die i. d. R. naturfremder Herkunft sind, an der jeweils vorhandenen ubiquitären Hintergrundbelastung <sup>[417]</sup> ist aus praktischen Gründen vorläufig notwendig, ohne das gleichzeitige Festlegen weitergehender mittel- bis langfristiger Reduktionsziele und Maßnahmen für deren Erreichen aber nicht ausreichend. Für EAS sollte eine wirkungsbezogene Minderungsstrategie analog zur „Strategie der Gemeinschaft für Dioxine, Furane und polychlorierte Biphenyle“ <sup>[599]</sup> aufgestellt werden.

Die im Entwurf der überarbeiteten EU-Klärschlammrichtlinie <sup>[321]</sup> vorgesehenen Grenzwerte berücksichtigen nicht die Komplexität der Problematik, auch wenn nach Erlaß einige hochbelastete Klärschlämme nicht mehr in Landwirtschaft, Land- und Gartenbau verbraucht werden dürften: Die Ergebnisse dieser Arbeit und aller anderen Studien zeigen große Unterschiede in den Eliminationsleistungen und Ablaufkonzentrationen von Kläranlagen und Schlammbehandlungsanlagen, auch bei vergleichbarer Ausstattung und gleichem Verfahrenstyp. Man kann also in vielen Fällen durch „ordentlichen Betrieb“ durchaus bessere Werte erreichen als es gegenwärtig der Fall ist. Emissionsgrenzwerte für EAS-Konzentrationen in Klärschlamm sollten deshalb von der Leistungsfähigkeit der Abwasser- und Schlammbehandlungsverfahren und einem so definierten „ordentlichen Betrieb“ abgeleitet werden, und zwar unabhängig von den Konzentrationen im jeweiligen Anlagenzulauf. Wenn durch ein vom Betreiber gewähltes Verfahren im ordentlichen Betrieb geringere Emissionswerte gewährleistet werden können als in der entsprechenden Verordnung festgelegt, darf die Behörde im Genehmigungsbescheid unter die von der Verordnung vorgegebenen Werte gehen, denn sonst müßte die Behörde den nicht ordentlichen Betrieb genehmigen <sup>[600]</sup>. Hier gibt es also

durchaus die grundsätzliche Möglichkeit, die Grenzwerte im Einzelfall *de facto* weiter abzusenken. Außerdem sollten Grenzwerte an der Leistung des am besten eliminierenden Schlammbehandlungsverfahrens orientiert werden. Nach derzeitigem Kenntnisstand ist dies die aerobe Behandlung, möglicherweise die Kompostierung. Auch die Erkenntnisse über den Einfluß der Flockungshilfsmittel bei der Schlammkonditionierung (Kapitel 5.3) wären zu berücksichtigen. Dieses Vorgehen würde die Ausbringung von – relativ hoch belastetem – Faulschlamm ohne Nachkompostierung weitgehend unterbinden, aber nicht die thermische Verwertung erzwingen. Die in jüngster Zeit bei der Erforschung der Möglichkeiten zur Phosphorrückgewinnung aus Verbrennungsrückständen erzielten Fortschritte<sup>[601]</sup> entkräften jedoch eines der am schwersten wiegenden Argumente gegen die systematische thermische Entsorgung von stärker belastetem Klärschlamm.

Nicht nur die Aufstellung von Grenzwerten für EAS in Klärschlamm ist jedoch schwierig, sondern auch deren Überwachung, da z. B. die Eliminationsleistung einer Kläranlage stark von der Jahreszeit abhängig ist<sup>[385]</sup> (Kapitel 5.1). Die systematische Erfassung von EAS-Konzentrationen, welche nach §§ 3 (5) und 3 (6) Klärschlammverordnung<sup>[49]</sup> auch heute schon auf Kosten des Schlammproduzenten angeordnet werden könnte, würde einen enormen analytisch-technischen und finanziellen Aufwand erfordern. Grenzwerte sollten Einzelstoff- und Stoffgruppenkonzentrationen umfassen und die subtoxische Belastung („Hintergrundstreß“) sowie die Gemischtoxizität berücksichtigen<sup>[88]</sup>. Selbst die ökotoxikologische Bewertung derzeit in Klärschlamm gemessener EAS-Konzentrationen ist jedoch schwierig bis unmöglich. Die Ableitung wirkungsbezogener Grenzwerte für undefinierte Schadstoffgemische scheint deshalb in naher Zukunft nicht realisierbar.

Aus all diesen Gründen scheint die Vermeidung von EAS-Emissionen an der jeweiligen Quelle sinnvoll und vergleichsweise realistisch. Wie der Eintrag von Bisphenol A mit Toilettenpapier in das Abwasser anschaulich demonstriert, gibt es durchaus klar erkennbare Möglichkeiten zur Reduktion des Schadstoffeintrages an der Quelle. BPA-haltiges Thermopapier ist Sonderabfall und sollte aus dem Papierkreislauf ausgeschleust werden, BPA selbst als Entwicklungsreagenz in Thermopapier substituiert werden. Im Haushaltsbereich sind zahlreiche Alternativen zu hormonell wirksamen Chemikalien bekannt<sup>[333]</sup>. Der Erlass einer überarbeiteten Klärschlammverordnung sollte mit einer Aufklärungs- und Motivationskampagne verbunden werden, die sich an alle beteiligten Kreise richtet, insbesondere an Gewerbetreibende und private Haushalte. Die weitestge-

hende Schadstofffreiheit von Klärschlämmen sollte nicht generell für unmöglich erklärt werden, wie z. B. von HAHN<sup>[580]</sup>.

Selbst die Reduzierung überflüssiger Nahrungsaufnahme, die zudem zu einer gesünderen Ernährung in den Industriestaaten beitragen würde, und der sparsame Umgang mit Wasser könnten wegen der dann geringeren Abwasser- und Fäkalienströme einen Beitrag zur Verringerung des Problems leisten. Sanitärsysteme mit Trennung und Recycling von Gelb-, Schwarz- und Grauwasser, mit wassersparenden Installationen usw. sind in der Lage, eine nahezu emissionslose Abwasserentsorgung zu gewährleisten<sup>[602]</sup>.

### **5.6.6 Weitere politische und rechtliche Eingriffsmöglichkeiten**

Anlaß zur Sorge geben jedoch nicht nur die bereits vorhandenen Informationen über Eigenschaften und Wirkungen der EAS, technische Probleme und die im Prinzip jede Thematik im Zusammenhang mit EAS betreffenden erheblichen Wissenslücken, sondern auch rechtliche bzw. rechtspolitische Probleme<sup>[351]</sup>. Hier bieten sich noch zahlreiche Möglichkeiten, der (potentiellen) Umwelt- und Gesundheitsgefährdung durch EAS mit Nachdruck entgegenzusteuern.

Zulassung und Bewertung der Wirkstoffe von Bioziden und Pflanzenschutzmitteln, Humanarzneimitteln (HAM) und Tierarzneimitteln (TAM), von Lebensmittelzusatzstoffen, Aromastoffen, Futtermittelzusatzstoffen sowie sonstigen Chemikalien fallen unter den Geltungsbereich jeweils anderer Gesetze. Da jede dieser Stoffgruppen hormonell wirksame Vertreter hat, ist die rechtliche Zersplitterung mit Blick auf EAS äußerst problematisch. Zudem werden diese Stoffgruppen vom Gesetzgeber nicht einheitlich behandelt:

Das deutsche Arzneimittelgesetz<sup>[603]</sup> und die Europäische Richtlinie für die Zulassung von HAM<sup>[604]</sup>, wird ersetzt durch<sup>[605]</sup> sehen zwar Umweltprüfungen im Zulassungsverfahren und ggf. Auflagen vor, die Umwelteigenschaften können jedoch nicht zum Versagen der Zulassung durch die Behörde führen. Die erhebliche Kritik, der die von der Europäischen Kommission zuvor vorgelegten Änderungsvorschläge<sup>[606,607]</sup> ausgesetzt waren<sup>[608]</sup>, hat jedoch dazu geführt, daß die Umweltauswirkungen von HAM zumindest stärker Berücksichtigung finden und daß sie bei TAM grundsätzlich Grund für die Verweigerung der Zulassung sein können<sup>[609]</sup>, ersetzt<sup>[610]</sup>. Während Ausführungsbestimmungen für die Bewertung der Umweltauswirkungen von TAM bereits seit 1996 existieren<sup>[611]</sup> und eine gemeinsame Zulassungs- und Überwachungsbehörde für TAM und HAM ge-

schaffen wurde <sup>[612]</sup>, ersetzt <sup>[613]</sup>, fehlt weiterhin der Leitfaden für die Bewertung der Umweltauswirkungen von HAM. Dieser soll nun möglicherweise Ende 2004 beschlossen werden <sup>[614]</sup>. Es ist jedoch nach wie vor kein Prüfprogramm für Altarzneimittelwirkstoffe auf mögliche schädliche Umweltauswirkungen vorgesehen <sup>[552]</sup>. Auch werden Umweltrisikobewertungen für HAM nicht nach denselben Kriterien durchgeführt wie bei Chemikalien oder Bioziden: Eine quantitative Umweltrisikobewertung ist für HAM nur vorgesehen, wenn in Gewässern (voraussichtlich) der Schwellenwert von  $0,01 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  überschritten wird. Dies kann dazu führen, daß Risiken übersehen werden, wenn dieser Schwellenwert über dem NOEL oder sogar über dem LOEL im Gewässer liegt <sup>[615]</sup> – wie es im Beispiel EE2 mit populationsrelevanten Beeinträchtigungen in Gewässern ab etwa  $1 \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$  <sup>[80]</sup> und einer NOEC von  $0,2 \text{ ng} \cdot \text{l}^{-1}$  für die Beeinträchtigung der Eiablage der Dickkopfleritz *Pimephales promelas* <sup>[616]</sup> der Fall ist. Auch bleiben Langzeitwirkungen bioakkumulierender Stoffe unberücksichtigt <sup>[615]</sup>.

Der von der EU-Kommission vorgelegte Entwurf der „REACH-Verordnung“ zur Neufassung der Chemikaliengesetzgebung <sup>[546]</sup> bleibt weit hinter der einstmals vorgelegten Strategie <sup>[418]</sup> zurück. Aus Sicht des Umwelt- und Gesundheitsschutzes muß u. a. kritisiert werden, daß die Zulassungspflicht erst oberhalb einer Produktions- bzw. Importmenge von  $1 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$  pro Hersteller/Importeur einsetzt. Die Verordnung gilt nicht für Polymere, zu denen z. B. auch höherkettige Ethoxylate zählen, die Pflicht zur Substitution durch bekannte umweltfreundlichere Stoffe mit gleichen Nutzeigenschaften entfällt, Chemikalien, die als Bestandteile in Produkten auftreten, fallen nicht unter die Verordnung, und in der niedrigsten Stufe der Bewertung ist einzig die akute Daphnientoxizität über 24 h als Biotest vorgesehen (s. Beiträge in <sup>[617]</sup>). Diese erste Stufe läßt nach Einschätzung des deutschen Umweltbundesamtes noch nicht einmal die Identifizierung von persistenten, bioakkumulierenden und toxischen Stoffen (sog. PBT-Stoffen) oder von sehr persistenten und sehr stark bioakkumulierenden Stoffen (sog. vPvB-Stoffen) zu <sup>[618]</sup>. SCHERINGER <sup>[619]</sup> bezeichnet es „in Anbetracht unserer bisherigen Erfahrungen mit POP“ als „wichtigstes Ziel, ähnliche Fälle bei weiteren Chemikalien zu vermeiden“.

Die derzeit weltweit bestehende Vorgehensweise der Risikobewertung von Einzelstoffen ist im Falle von EAS, sobald die Exposition gleichzeitig gegenüber mehr als einem dieser Stoffe erfolgt oder erfolgen könnte, äußerst problematisch <sup>[274]</sup>. Aktuelle Beispiele dafür sind die estrogenen Steroide <sup>[274]</sup> sowie die APnEO-Tenside und ihre Abbauprodukte (Kapitel 5.6.5).

Es gibt in der EU zwar die von der Kommission vorgelegten Leitlinien<sup>[436]</sup>, jedoch nach wie vor keine einheitliche und gesetzlich verankerte Fassung für Definition und Anwendungskriterien des Vorsorgeprinzips. In den Leitlinien der EU-Kommission wird eine Entscheidung nach Vorsorgeprinzip zudem explizit dem Risikomanagement zugeordnet, d. h. sie darf erst nach Durchführung einer Risikobewertung getroffen werden (Kapitel 2.5). Doch selbst wenn eine Risikobewertung wissenschaftlich begründete Unsicherheiten offenbart und das Risikomanagement eine Entscheidung nach Vorsorgeprinzip als beste Option ergibt, stuft die EU-Kommission diese ausdrücklich als fakultativ ein. Diese Situation macht Entscheidungen nach Vorsorgeprinzip äußerst unwahrscheinlich, wenn europäisches Recht berührt würde. Der Vorsorgegrundsatz muß zur Anwendung kommen, wenn begründeter Anlaß zur Besorgnis besteht. Deshalb ist die einheitliche Definition des „robusten“ und des „nichtrobusten“ Vorsorgeprinzips (Kapitel 2.5.2) einschließlich Ausführungsvorschriften durch den Gesetzgeber auf europäischer Ebene dringend notwendig. Die Beschränkung auf die Anwendung des robusten Vorsorgeprinzips ist kontraproduktiv.

Es scheint nach wie vor eines der größten Probleme im Umwelt- und Gesundheitsschutz zu sein, den Zusammenhang von vielen vorhandenen, aber weit verstreut vorliegenden Informationen – rechtzeitig – zu erkennen, diese zusammenzutragen und integrierend auszuwerten. Die jeweils zuständigen Bundesbehörden (UBA, BfR, BfArM) sollten deshalb vom Gesetzgeber explizit beauftragt werden, ständig und selbständig nach Frühwarnungen zu suchen.

Die Umwelt- und Gesundheitsschutzbehörden sollten auch ermächtigt werden, wenn begründeter Anlaß zur Besorgnis besteht, sofortige, vorläufige Regulierungsmaßnahmen einzuleiten. Was dabei „verhältnismäßig“ ist, kann durchaus neu und sehr streng definiert werden, wie der U.S.-Kongreß deutlich gemacht hat: Die U.S. EPA wurde mit der Änderung des „Safe Drinking Water Act“ von 1996<sup>[620,621]</sup> einstimmig ermächtigt, für regionale Gewässersysteme Grenzwerte „jenseits des heute technisch Machbaren bzw. finanziell Leistbaren“ zu erlassen, wenn dies „in Anbetracht des durch die Reduzierung des Gesundheitsrisikos zu erzielenden Nutzens und der Kosten der Umsetzung Sinn macht.“<sup>[621]</sup> (Übersetzung d. A.) Mit dem „Food Quality Protection Act“<sup>[622]</sup> wurde 1996 zudem nicht nur ein umfassendes Stoffuntersuchungsprogramm auf hormonelle Wirkungen, sondern auch eine Limitierung von Nutzenabwägungen eingeführt. Bei der Ableitung von Toleranzwerten für Pestizide dürfen bei Schadwirkungen, die einen

Schwellenwert (LOEC) aufweisen – als Beispiel werden reproduktionstoxische Wirkungen genannt – keine Nutzenabwägungen mehr herangezogen werden <sup>[623]</sup>.

Die gesetzlichen Regelungen zu Chemikalien, Pflanzenschutzmitteln, Bioziden, Arzneimitteln usw. sollten in einem Chemikaliengesetzbuch zusammengeführt und aufeinander abgestimmt werden. Insbesondere sind Prüfprogramme für Altarzneimittel, die Einführung von Umweltverträglichkeit und zusätzlichem therapeutischem Wert als Zulassungsvoraussetzungen für Arzneimittel, die Pflicht zur Substitution jeglicher Stoffe durch besser umweltverträgliche mit vergleichbaren Nutzeigenschaften, das Setzen der Grenze für die Zulassungspflicht von Chemikalien bei einer Produktion von  $1 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$  und die Einführung (Wiederaufnahme) des kumulativen Produktionsvolumens als Kriterium bei der Zulassung von Chemikalien zu fordern. Bei Risikobewertungen muß die simultane Exposition gegenüber Kombinationen von Stoffen, insbesondere gegenüber synthetischen wie auch natürlichen, berücksichtigt werden <sup>[73]</sup>. Die Entwicklung solcher integrierter Expositionsmodelle fordert und unterstützt auch die EU-Kommission in ihrer „Europäische[n] Strategie für Umwelt und Gesundheit“ <sup>[419]</sup>.