

© **Schwerpunkt »Wasser«**

Gentechnik und Gewässer

Über die Auswirkungen gentechnisch veränderter Pflanzen auf aquatische Lebensräume

von Martha Mertens

Der Einsatz gentechnisch veränderter Organismen (GVO) im Bereich der Landwirtschaft ist seit Jahren umstritten, da er mit Risiken für Mensch und Umwelt verbunden ist. Im Zentrum der Diskussion stehen dabei vor allem mögliche gesundheitliche Risiken durch den Verzehr von GMO und daraus hergestellten Produkten sowie Risiken für die Biodiversität im Agrarraum und die bäuerliche Landwirtschaft. Mögliche Effekte eines GMO-Anbaus auf Gewässer, seien sie direkt oder indirekt, rangieren in der Wahrnehmung allgemein weiter hinten, dabei können diese die Artenvielfalt ebenfalls gefährden. Beispielsweise wird zunehmend klar, dass der Anbau von glyphosatresistenten GMO zum erhöhten Eintrag von glyphosathaltigen Spritzmitteln in Gewässer führt. Auch die Diskussion über den Eintrag von Bestandteilen insektenresistenter Bt-Pflanzen und ihrer Wirkung auf aquatische Organismen ist nicht abgeschlossen. – Der folgende Beitrag gibt einen Überblick über den Stand der wissenschaftlichen Diskussion.

Über 85 Prozent der auf weltweit knapp 180 Millionen Hektar angebaute gentechnisch veränderte Pflanzen sind resistent gegen Herbizide. Die meisten tragen eine Resistenz gegen Glyphosat (ursprünglich ein Monsanto-Produkt, heute auch von vielen anderen Firmen hergestellt), ein kleinerer Teil ist auch resistent gegen andere Herbizide.¹ Demzufolge werden die entsprechenden Herbizide auf über 150 Millionen Hektar in großen Mengen eingesetzt. Der massive Glyphosateinsatz der letzten Jahre begünstigte die Evolution glyphosatresistenter Pflanzen, die sich inzwischen auf Millionen von Hektar ausbreiten und das Herbizidresistenz-System in Frage stellen.

Die Industrie setzt vor diesem Hintergrund nicht etwa auf mechanische und andere nicht chemische Formen der Beikrautkontrolle, wie von vielen Wissenschaftlern gefordert, sondern auf Herbizidcocktails und zunehmend auf Gentech-Pflanzen, die gegen weitere Herbizide resistent sind. In den USA wurde eine Reihe solcher herbizidresistenter Pflanzen (HR-Pflanzen) dereguliert, die nun angebaut werden dürfen.² Mit erhöhten Einträgen der entsprechenden Herbizide in Böden und Gewässer ist zu rechnen. Regelmäßig mit von der Partie sind Hilfsstoffe – wie die inzwischen unruhlich bekannten Tallowamine, die häufig noch toxischer sind als die Wirkstoffe allein.³ Herbizidrück-

stände können zudem über behandelte Pflanzenteile in Böden und Gewässer eingetragen werden.

Glyphosatresistenz

Im Jahr 2014 wurden weltweit in der Landwirtschaft fast 750.000 Tonnen Glyphosat eingesetzt, mehr als die Hälfte davon auf Flächen mit HR-Pflanzen,⁴ die aber ihrerseits nur knapp elf Prozent der globalen Ackerfläche von rund 1,4 Milliarden Hektar ausmachen. Dies bedeutet einen Anstieg im Glyphosatverbrauch um fast das 15-Fache verglichen mit 1995. Glyphosat, in solch großen Mengen ausgebracht, führt nicht nur zu Rückständen in Lebensmitteln, die die menschliche Gesundheit gefährden (die Diskussion hierüber wurde im Rahmen des EU-Wiederzulassungsverfahrens intensiv geführt und ist noch nicht abgeschlossen), sondern es gelangt vermehrt auch in Oberflächengewässer, teilweise sogar ins Grundwasser. Hohe Werte in Oberflächengewässern wurden in den USA gemessen, mit Spitzenwerten von über 450 Mikrogramm/Liter für Glyphosat und 40 Mikrogramm/Liter für das Hauptabbauprodukt AMPA (Aminomethyl-Phosphonsäure), das zudem besonders häufig gefunden wird.⁵ Laut WHO erreichen Glyphosatspitzenwerte in US-Teichen sogar 1700 Mikrogramm/Liter.⁶ Der

Abbau in Gewässern verläuft langsamer als im Boden, insbesondere im Sediment kommt es zur Anreicherung.⁷ Ob der Glyphosatabbau in Anwesenheit von Bt-Toxinen verzögert wird, wie Laboruntersuchungen für den Boden nahe legen,⁸ ist offen.

Auf Glyphosat basierende Herbizide zeigen Effekte auf zahlreiche aquatische Organismen. So werden Phytoplankton und die am Nitratzyklus beteiligten Mikroorganismen negativ beeinflusst, während Cyanobakterien, die ob der von ihnen verursachten Algenblüte und der dabei gebildeten Toxine unerwünscht sind, unter Umständen gefördert werden.⁹ Wurden *Daphnia magna*-Wasserflöhe über ihre gesamte Lebensdauer Glyphosat ausgesetzt, waren Wachstum und Fortpflanzungserfolg verringert.¹⁰

Amphibien sind besonders gefährdet, da sie zum einen Schadstoffe nicht nur über die Nahrung, sondern auch über ihre Haut aufnehmen und sie sich zum anderen häufig in flachen Tümpeln entwickeln, in denen sich Pestizide anreichern können. Auch subletale Glyphosatkonzentrationen stören die Entwicklung der Kaulquappen und schädigen adulte Tiere.¹¹ Sind Fische oder Amphibien gleichzeitig noch anderen Stressoren ausgesetzt, so können sich die negativen Effekte verstärken.¹²

Resistenz gegen weitere Herbizide

Da sich glyphosatresistente Beikrautarten stark ausbreiten (aktuell sind 35 resistente Beikrautarten bekannt, darunter schwer zu bekämpfende Arten), setzen Landwirte vermehrt auf glufosinatreisistente Kulturpflanzen oder auch auf HR-Pflanzen, die resistent sind gegen sog. Altherbizide. Dazu zählen beispielsweise synthetische Auxine wie Dicamba (3,6-Dichlor-2-Methoxybenzoesäure) und 2,4-D (2,4-Dichlorphenoxyessigsäure) oder Hemmstoffe der Acetolactatsynthese (ALS-Hemmer, z. B. Sulfonyl-Harnstoffe oder Imidazolinone). Da die Resistenzgene nicht selten in einer Pflanze kombiniert werden, sind der einfachen landwirtschaftlichen Anwendung halber auch Mischprodukte der herbiziden Wirkstoffe geplant. Der Eintrag von Herbiziden in Gewässer kann sich damit quantitativ und qualitativ erheblich verändern.

Glufosinat

Glufosinatreisistente Gentech-Pflanzen spielen, obwohl schon lange auf dem Markt, erst seit einigen Jahren eine größere Rolle beim GVO-Anbau – als »Alternative« zu glyphosatresistenten Pflanzen. Dabei ist das Breitbandherbizid Glufosinat nicht weniger umstritten als Glyphosat, gilt es doch als embryotoxisch, weshalb in der EU die Zulassung im September 2017 auslaufen soll. In den Hauptanbauländern von HR-Pflanzen in Nord- und Südamerika wird hingegen mit vermehrtem

Glufosinateinsatz gerechnet. In US-Gewässern wurde Glufosinat mit Werten bis zu 1,5 Mikrogramm/Liter nachgewiesen.¹³ Glufosinat ist toxisch für verschiedene aquatische Organismen wie Muscheln, Daphnien, Fische und Grünalgen, als besonders empfindlich gelten Regenbogenforellen.¹⁴

Weitere Herbizide

Von DuPont bzw. Monsanto hergestellte GVO mit Resistenzen gegen die synthetischen Herbizide 2,4-D bzw. Dicamba dürfen inzwischen in den USA angebaut werden. Auch das US-Landwirtschaftsministerium geht davon aus, dass dies dazu führt, dass diese umstrittenen, hauptsächlich gegen breitblättrige Pflanzen wirkenden Herbizide in wesentlich größerem Ausmaß eingesetzt werden. So könnte sich der US-Einsatz von 2,4-D bis 2020 im Vergleich zu 2011 verdreifachen, wobei er von 2002 bis 2011 bereits um 40 Prozent zugenommen hatte,¹⁵ andere erwarten sogar Steigerungen um das 30-Fache, verglichen mit Werten aus dem Jahr 2010.¹⁶ Dicambaresistente Baumwoll- und Sojapflanzen wurden in den USA bereits 2016 angebaut, obwohl die Umweltbehörde die entsprechenden Kombiherbizide noch nicht genehmigt hatte. Von Landwirten eingesetzte sehr flüchtige Dicamba-Spritzmittel führten zu erheblichen Schäden an nicht resistenten Kulturpflanzen.¹⁷

Dicamba und 2,4-D sind leicht wasserlöslich und können nicht nur in Oberflächengewässer gelangen, wo sie Fische und andere aquatische Organismen gefährden, sondern auch ins Grundwasser.¹⁸ 2,4-D war Bestandteil von Agent Orange, dessen Einsatz während des Vietnamkriegs aufgrund seiner hohen Humantoxizität zu vielen Toten und Missbildungen bei Neugeborenen führte. Durch geänderte Produktionsverfahren sollen Rückstände der für die hohe Toxizität verantwortlichen gemachten Dioxine reduziert worden sein und inzwischen unter dem Wert von 10 Mikrogramm/Kilogramm Toxizitäts-Äquivalente liegen.¹⁹

ALS-Hemmer gehören zu den weltweit sehr intensiv genutzten Herbiziden; werden Pflanzen mit Resistenz gegen diese Herbizidklasse breit angebaut, ist mit noch stärkerem Verbrauch zu rechnen. Das Umweltverhalten der verschiedenen Wirkstoffe dieser Herbizidklasse ist nicht einheitlich, auch sie können nicht nur in Oberflächengewässer, sondern darüber hinaus ins Grundwasser gelangen.²⁰ Eine Beeinträchtigung von Algen wurde beschrieben.²¹ Die Entwicklung von GVO mit Resistenz gegen ALS-Hemmer ist nicht nur problematisch wegen des damit verbundenen vermehrten Herbizideinsatzes, sondern auch weil gegen diese Herbizidklasse weltweit schon sehr viele Beikrautarten eine Resistenz entwickelt haben. 159 resistente Beikrautarten sind bekannt, die auf Millionen von Hektar vorkommen.²² Mehr von der gleichen Herbizidklasse

wird die Zahl von Beikräutern mit einer Resistenz gegen ALS-Hemmer weiter erhöhen.

Sog. Clearfield-Pflanzen, laut BASF sind das gentechnisch veränderte Pflanzen mit einer Resistenz gegen ALS-Hemmer, sind seit einigen Jahren auf dem Markt und können auch in der EU angebaut werden. Mit ähnlicher Zielrichtung und neueren gentechnischen Verfahren (Einsatz von Oligonukleotiden, auch *rapid trait development system* [RTDS] genannt), entwickelte die Firma Cibus eine Rapslinie, die resistent ist gegen ALS-Hemmer. Das Bundesamt für Verbraucherschutz (BVL) hatte den Cibus-Raps Anfang 2015 als »nicht gentechnisch verändert im Sinne des Gentechnikgesetzes« eingestuft. Damit wäre er nicht dem Gentechnikgesetz unterworfen und könnte ohne Sicherheitsprüfung vor der Zulassung auf den Markt und den Acker kommen. Auch die Gentechnikzeichnung und das Anbauregister ließen sich so umgehen. Die in Deutschland geplanten Freisetzung- bzw. Anbauversuche wurden 2015 aufgrund einer Klage des BUND und weiterer Kläger vorerst gestoppt.

Insektenresistente Pflanzen

Auf circa 14 Prozent der globalen GVO-Anbaufläche wachsen insektenresistente Pflanzen (IR-Pflanzen), die eine Resistenz gegen ein oder mehrere Schadinsekten ausprägen. Weitere 33 Prozent der angebauten GVO zählen zu den sog. *stacked traits*, die sowohl resistent sind gegen Herbizide als auch gegen Insekten.²³ Da derzeit praktisch alle IR-Pflanzen Bt-Toxingene (aus dem Bakterium *Bacillus thuringiensis* stammende Gene) enthalten, bilden diese Pflanzen in ihren Geweben die entsprechenden gegen Insekten wirkenden Giftstoffe. Dabei können die in den einzelnen GVO gebildeten Bt-Toxinmengen, abhängig von den jeweiligen Transgenkonstrukten und Einbauorten in den Gentech-Pflanzen, sehr unterschiedlich sein. In der Regel variieren die Toxinmengen auch in den verschiedenen Pflanzengeweben und während der Anbauperiode, möglicherweise beeinflusst durch den genetischen Hintergrund der Sorten und Umweltbedingungen.²⁴

In Europa geht es beim Anbau von Bt-Pflanzen zuvorderst um insektenresistenten Mais, ist doch der MON 810-Mais derzeit der einzige zum Anbau in der EU zugelassene GVO (sein Anbau ist gleichwohl in Deutschland und vielen anderen EU-Ländern verboten). Weitere insektenresistente Maislinien könnten allerdings folgen, denn die EU-Kommission betreibt aktuell die Anbauzulassung der Maislinien Bt11 und 1507, die ebenfalls Bt-Toxine produzieren – und zudem eine Resistenz gegen das Bayer-Breitbandherbizid Glufosinat aufweisen. In der EU befinden sich derzeit keine anderen Pflanzenarten mit Insektenresistenz-

Eigenschaften im Zulassungsverfahren für den GVO-Anbau (Stand: Oktober 2016).

Über mögliche Effekte des Anbaus von Bt-Pflanzen auf Gewässer ist vergleichsweise wenig bekannt. Dass diesem Thema allerdings mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden sollte, wurde einer breiteren Öffentlichkeit erstmals 2007 klar, als Rosi-Marshall und Mitautoren eine Arbeit veröffentlichten, die nicht nur den Eintrag von pflanzlichem Material von Bt-Mais in Gewässer zeigte, sondern auch negative Effekte auf Larven von Köcherfliegen nach Aufnahme solchen Materials.²⁵

GVO, die nur ein Bt-Toxingen enthalten (wie die MON 810-Maislinie), werden zunehmend abgelöst durch GVO mit zwei oder mehr Bt-Toxingenen. Diese Kombinationen sollen einerseits gegen verschiedene Schädlinge wirken, aber auch der verstärkt zu beobachtenden Resistenzentwicklung auf Seiten der Schädlinge begegnen – nach dem Motto: hilft ein Toxin nicht mehr, dann muss eben ein zweites her. In diesen Pflanzen ist folglich mit höheren Bt-Toxingehalten zu rechnen. So wurde für den sog. SmartStax-Mais (resistent gegen Maiszünsler und Maiswurzelbohrer sowie gegen Glyphosat und Glufosinat) ein Bt-Toxingehalt im Pollen von fast 200 Mikrogramm/Gramm Trockengewicht errechnet; ein Wert, der sechsfach über dem an sich schon hohen Bt-Toxingehalt im Pollen der Maislinie 1507 liegt²⁶ und 2.100-Fach über dem Wert im MON 810-Pollen.²⁷

Gerade Maispollen kann leicht in Gewässer eingetragen werden, da er in sehr großen Mengen produziert wird und über weite Strecken verfrachtet werden kann (bis zu 4,5 Kilometer),²⁸ was zur Zeit der Pollenschüttung im Juli/August zu Peaks in der Bt-Toxinbelastung führen könnte. Auch Starkregen können zu vermehrtem Eintrag von GVO-Material beitragen. In zahlreichen Bächen und Flüssen des Mittleren Westens der USA wurden noch sechs Monate nach der Ernte Maisreste und Bt-Toxine nachgewiesen.²⁹ Bt-Toxine binden gut an Partikel, sodass sich ihre Konzentration im Sediment im Vergleich zu freiem Wasser erhöhen kann; ihr Abbau wird zudem bei niedrigen Temperaturen verlangsamt.³⁰ Auch die für Bt-Toxine kodierende DNA wird nicht sofort abgebaut, sondern lässt sich im Sediment von Gewässern noch nach mehr als fünf Wochen nachweisen, wie eine kanadische Studie zeigte.³¹ Im Wasser oder Sediment lebende Organismen können folglich mit GVO-Material und Bt-Toxinen in Berührung kommen und diese aufnehmen, wie bereits für Grünalgen gezeigt wurde.³² Auch wenn letztere im Wachstum nicht beeinträchtigt waren, ist zu fragen, ob die Toxine auch – wie in terrestrischen Ökosystemen³³ – in der aquatischen Nahrungskette weiter gegeben werden.

Die aktuell in GVO gebildeten Bt-Toxine wirken gegen bestimmte Schadschmetterlinge wie etwa den

Maiszünsler (*Ostrinia nubilalis*) oder Schädkäfer wie den Maiswurzelbohrer (*Diabrotica virgifera*), doch kann sich ihre Wirkung auch auf zahlreiche andere Insektenarten erstrecken. Das in MON 810-Mais gebildete Cry1Ab-Toxin tötet nicht nur den Maiszünsler, sondern kann auch Schmetterlinge, die keine Schädlinge sind, sowie Insekten anderer Ordnungen (z. B. Wanzen, Köcherfliegen, Käfer, Fliegen und Netzflügler) schädigen, eventuell sogar Gliederfüßer (Arthropoden), die gar nicht zu den Insekten zählen.³⁴ Solche *cross order effects* sind möglicherweise verbreiteter als angenommen, die Kenntnisse hierüber sind aber mangelhaft.

Beim Anbau von Bt-Pflanzen sind grundsätzlich alle aquatischen Organismen als Nichtzielorganismen zu betrachten, da sie ja nicht Ziel der in transgenen Pflanzen gebildeten Bt-Toxine sind. Ob sie gegen Bt-Toxine empfindlich sind, ist in aller Regel unbekannt. Das Risiko negativer Effekte von Bt-Toxinen auf Nichtzielorganismen wird noch erhöht, wenn in einer Region Gentech-Pflanzen angebaut werden, die mehrere Bt-Toxine enthalten (*stacked traits*) oder beispielsweise neben Bt-Mais auch andere Bt-Pflanzenarten wie Baumwolle oder Soja wachsen, die wiederum andere Bt-Toxine bilden.

Ob ein gleichzeitiges Auftreten verschiedener Bt-Toxine im Wasser die Wirkung auf Nichtzielorganismen multipliziert, addiert oder abschwächt, ist unzureichend untersucht, obwohl die Kombination verschiedener Bt-Toxingene in einer Pflanze inzwischen fast zur Regel zu werden scheint. Auch fehlen Daten zu möglichen kumulativen Wirkungen mit Herbiziden, die ja bei GVO mit kombinierter Herbizid- und Insektenresistenz regelmäßig eingesetzt werden. Dabei ist es nicht hinreichend, nur die akute Toxizität der Herbizide und Bt-Toxine zu betrachten, denn auch subletale Effekte können sich auf Entwicklungsdauer, Gewicht,

Verhalten und Fortpflanzung von Nichtzielorganismen auswirken und die Organismengemeinschaften in Gewässern beeinträchtigen.

Seit der oben zitierten Arbeit von Rosi-Marshall et al. (2007), in der negative Effekte auf Larven von Köcherfliegen nach Aufnahme von Bt-toxinhaltigem Maismaterial beschrieben wurden, erschienen einzelne wissenschaftliche Arbeiten zu Effekten von Bt-Toxinen auf aquatische Organismen. So wurde berichtet, dass die Verfütterung von MON 810-Mais (Blattmaterial oder gemahlene Körner) an *Daphnia magna*-Wasserflöhe über deren gesamte Lebenszeit die Fortpflanzung der Tiere beeinträchtigte und ihr Wachstum verringerte.³⁵ Andere potenziell betroffene Organismen sind (die nicht stechenden) Zuckmücken, deren im Wasser lebende Larven empfindlich auf Bt-Toxine reagieren.³⁶ Diskutiert wird darüber hinaus, ob negative Effekte von Bt-Pflanzen auf Organismen ausschließlich auf die Bildung von Bt-Toxinen zurückzuführen sind, oder ob auch unerwartete Effekte der gentechnischen Veränderung, wie beispielsweise ein höherer Ligningehalt in Bt-Mais,³⁷ eine Rolle spielen – Erkenntnisse hierzu liegen in aller Regel nicht vor. Festzuhalten ist, dass trotz des jahrelangen Anbaus von Bt-Pflanzen letztlich nur wenige Daten zu möglichen Effekten auf aquatische Ökosysteme vorhanden sind.

Erst langsam wird einer breiteren Öffentlichkeit klar, dass der Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen, seien sie herbizidresistent oder insektenresistent, nicht nur die terrestrische Biodiversität negativ beeinflusst, sondern auch aquatische Ökosysteme beeinträchtigen kann. Dabei sind gerade Gewässer und die in ihnen lebenden Organismen seit Langem durch eine Vielzahl von Veränderungen und Schadstoffeinträge besonders gefährdet. Eine weitere Gefährdung von aquatischen Lebensräumen durch einen GVO-Anbau ist daher nicht zu verantworten.

Folgerungen & Forderungen

- 85 Prozent der kommerziell genutzten gentechnisch veränderten Pflanzen sind herbizidresistent und/oder insektenresistent. Ihr Anbau gefährdet nicht nur die Artenvielfalt auf und neben dem Acker, sondern auch die der Gewässer, denn Herbizide und gentechnisch verändertes Pflanzenmaterial finden ihren Weg ins Wasser.
- Das Herbizidresistenz-System hat zum massiven Anstieg des Herbizideinsatzes geführt und insbesondere den Glyphosatverbrauch in die Höhe schnellen lassen. Kommen gentechnisch veränderte Pflanzen mit zusätzlichen Herbizidresistenzen auf den Markt, ist mit weiteren Steigerungen zu rechnen.
- Herbizide wie Glyphosat schädigen Wasserpflanzen und

- viele Mitglieder aquatischer Ökosysteme, wie z.B. Mikroorganismen, Wasserflöhe und Amphibien.
- Die in insektenresistenten Pflanzen gebildeten Toxine greifen nicht nur Schadinsekten an, sondern gefährden auch Nichtzielorganismen. Gelangt toxinhaltiges Pflanzenmaterial (z.B. Maispollen und Pflanzenreste) in Gewässer, können Wachstum und Fortpflanzung aquatischer Organismen, wie etwa Insektenlarven und Wasserflöhe, beeinträchtigt werden.
- Die an sich schon durch Schadstoffeinträge und andere negative Einflüsse stark bedrohten aquatischen Lebensräume dürfen zusätzlichen Gefährdungen durch einen GVO-Anbau nicht ausgesetzt werden.

Das Thema im Kritischen Agrarbericht

- ▶ Heike Moldenhauer und Peter Clausing: »Wahrscheinlich krebs-erregend«. Kritik am aktuellen Wiederzulassungsverfahren für Glyphosat – Forderungen an die Bundesregierung. In: Der kritische Agrarbericht 2016, S. 64–73.
- ▶ Julia Sievers-Langer: Unterschätzte Gefahren. Das Pestizid Glyphosat ist hoch umstritten – ebenso wie die behördliche Risikobewertung. In: Der kritische Agrarbericht 2015, S. 142–148.
- ▶ Heike Moldenhauer: Tägliches Gift. BUND-Studie zeigt allgemeine Hintergrundbelastung europäischer Bürger mit Glyphosat. In: Der kritische Agrarbericht 2014, S. 176–177.
- ▶ Steffi Ober: Glyphosat. Wachsende Risiken für Mensch und Natur. In: Der kritische Agrarbericht 2012, S. 240–242.
- ▶ Dagmar Babel: Pestizide und Agrarpolitik gefährden Biodiversität. Alarmierende Forschungsergebnisse einer europaweiten Studie und jüngerer Untersuchungen in Hessen. In: der kritische Agrarbericht 2011, S. 126–130.
- ▶ Martha Mertens: Kollateralschäden im Boden. Roundup und sein Wirkstoff Glyphosat – Wirkungen auf Bodenleben und Bodenfruchtbarkeit. In: Der kritische Agrarbericht 2010, S. 249–253.

Anmerkungen

- 1 www.isaaa.org/resources/publications/briefs/51/default.asp.
- 2 www.aphis.usda.gov/biotechnology/petitions_table_pending.shtml.
- 3 C. Cox and M. Surgan: Unidentified inert ingredients in pesticides: Implications for human and environmental health. In: *Environmental Health Perspectives* 114 (2006), pp.1803-1806 (www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1764160/).
- 4 Ch.M. Benbrook: Trends in glyphosate herbicide use in the United States and globally. In: *Environmental Sciences Europe* 28 (2016), pp. 1-15 (<https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/s12302-016-0070-0>).
- 5 E.A. Scribner et al.: Concentrations of glyphosate, its degradation product AMPA and glufosinate in ground and surface water, rainfall and soil samples collected in the United States 2001-2006. Reston/Virginia 2007 (<https://pubs.usgs.gov/sir/2007/5122/pdf/SIR2007-5122.pdf>).
- 6 www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/glyphosateampa290605.pdf.
- 7 www.cdpr.ca.gov/docs/emon/pubs/fatememo/glyphos.pdf.
- 8 C. Accinelli et al.: Influence of insecticidal toxins from *Bacillus thuringiensis* subsp. kurstaki on the degradation of glyphosate and glufosinate-ammonium in soil samples. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103 (2003), pp. 497-507 (<http://stopogm.net/sites/stopogm.net/files/IITBT.pdf>).
- 9 M.S. Vera et al.: New evidences of Roundup® (glyphosate formulation) impact on the periphyton community and the water quality of freshwater ecosystems. In: *Ecotoxicology* 19 (2010), pp. 710-21 (www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/20091117). – T. Sanders and S. Lassen: The herbicide glyphosate affects nitrification in the Elbe estuary, Germany. In: *Journal of Geophysical Research, Abstracts* 17, 2015, EGU2015-13076 (<http://adsabs.harvard.edu/abs/2015EGUGA..1713076S>).
- 10 M. Cuhra et al.: Clone- and age-dependent toxicity of a glyphosate commercial formulation and its active ingredient in *Daphnia magna*. In: *Ecotoxicology* 22 (2013), pp. 251–262 (<http://link.springer.com/article/10.1007/s10646-012-1021-1>). – M. Cuhra et al.: Glyphosate-residues in Roundup-Ready soybean impair *Daphnia magna* life-cycle. In: *Journal of Agricultural Chemistry and Environment* 4 (2015), pp. 24-36 (www.scrip.org/journal/PaperInformation.aspx?PaperID=53681).
- 11 N. Wagner et al.: Questions concerning the potential impact of glyphosate-based herbicides on Amphibians. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* 32 (2013), pp. 1688-700 (www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23637092).
- 12 D.W. Kelly et al.: Synergistic effects of glyphosate formulation and parasite infection on fish malformations and survival. In: *Journal of Applied Ecology* 47 (2010), pp. 498-504 (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2664.2010.01791.x/pdf>). – D.K. Jones et al.: Competitive stress can make the herbicide Roundup more deadly to larval amphibians. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* 30 (2011), pp. 446-454 (www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21038363).
- 13 Scribner et al. (siehe Anm. 5).
- 14 T. Jewell and D. Buffin: Health and environmental impacts of glufosinate ammonium. 2001 (https://www.foe.co.uk/sites/default/files/downloads/impacts_glufosinate_ammon.pdf). – H. Qian et al.: Effects of glufosinate on antioxidant enzymes, subcellular structure, and gene expression in the unicellular green alga *Chlorella vulgaris*. In: *Aquatic Toxicology* 88 (2008), pp. 301-307 (www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166445X08001574).
- 15 www.aphis.usda.gov/brs/aphisdocs/24d_deis.pdf.
- 16 Ch.M. Benbrook: Impacts of genetically engineered crops on pesticide use in the U.S. - the first sixteen years. In: *Environmental Sciences Europe* 24 (2012), pp.1-13 (<https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/2190-4715-24-24>).
- 17 <https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-08/documents/fifra-dicamba-complianceadvisory.pdf>.
- 18 <http://www.panna.org/sites/default/files/dicamba-NCAP.pdf>. – <http://npic.orst.edu/factsheets/archive/2,4-DTech.html>.
- 19 L. Neumeister: The risks of the herbicide 2,4-D. Munich 2014 (www.testbiotech.org/node/1010).
- 20 A. Battaglin et al.: Occurrence of sulfonylurea, sulfonamide, imidazolinone, and other herbicides in Midwestern rivers, reservoirs, and ground water, 1998. Denver/Colorado 1999 (<http://co.water.usgs.gov/midconherb/pdf/battaglin99.pdf>). – Grundwasserdatenbank Wasserversorgung (www.grundwasserdatenbank.de).
- 21 T. Nagai et al.: Comparative toxicity of 20 herbicides to 5 periphytic algae and the relationship with mode of action. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* 36 (2016), pp. 368-375 (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.3150/full>).
- 22 <http://weeds-science.org/Summary/MOA.aspx?MOAID=3>.
- 23 www.isaaa.org/resources/publications/briefs/51/default.asp.
- 24 M. Trtikova et al.: Transgene expression and Bt protein content in transgenic Bt maize (MON810) under optimal and stressful environmental conditions. In: *PLoS ONE* 10 (2015) (<http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0123011>).
- 25 E. J. Rosi-Marshall et al.: Toxins in transgenic crop byproducts may affect headwater stream ecosystems. In: *PNAS* 104 (2007), pp. 16204–16208 (www.pnas.org/content/104/41/16204).
- 26 A. Hilbeck and M. Otto: Specificity and combinatorial effects of *Bacillus thuringiensis* cry toxins in the context of GMO environmental risk assessment. In: *Frontiers in Environmental Science* (2015) (<http://journal.frontiersin.org/article/10.3389/fenvs.2015.00071/full>).
- 27 <https://www.efsa.europa.eu/de/efsajournal/pub/4127>.
- 28 F. Hofmann et al.: Maize pollen deposition in relation to distance from the nearest pollen source under common cultivation – results of 10 years of monitoring (2001 to 2010). In: *Environmental Sciences Europe* 26 (2014), p. 24 (<https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/s12302-014-0024-3>).
- 29 J. L. Tank et al.: Occurrence of maize detritus and a transgenic insecticidal protein (Cry1Ab) within the stream network of an agricultural landscape. In: *PNAS* 107 (2010), pp. 17645–17650 (www.pnas.org/content/107/41/17645.full.pdf).
- 30 K. E. Strain and M. J. Lydy: The fate and transport of the Cry1Ab protein in an agricultural field and laboratory aquatic microcosms. In: *Chemosphere* 132 (2015), pp. 94-100 (www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25828252).

- 31 M. Douville et al.: Occurrence and persistence of *Bacillus thuringiensis* (Bt) and transgenic Bt corn cry1Ab gene from an aquatic environment. In: *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66 (2007), pp. 195-203 (www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16499967).
- 32 J. Wang et al.: Effect of straw leachates from Cry1Ca-expressing transgenic rice on the growth of *Chlorella pyrenoidosa*. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* 33 (2014), pp. 1156-1162 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/24478192>).
- 33 J. A. Peterson et al.: Spiders from multiple functional guilds are exposed to Bt-endotoxins in transgenic corn fields via prey and pollen consumption. In: *Biocontrol Science and Technology* 26 (2016), pp. 1230-1248 (www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/09583157.2016.1193591).
- 34 K. van Frankenhuyzen: Cross-order and cross-phylum activity of *Bacillus thuringiensis* pesticidal proteins. In: *Journal of Invertebrate Pathology* 114 (2013), pp. 76-85 (www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23747826).
- 35 D. F. Holderbaum et al.: Chronic responses of *Daphnia magna* under dietary exposure to leaves of a transgenic (Event MON810) Bt-Maize hybrid and its conventional near-isoline. In: *Journal of Toxicology and Environmental Health* 78 (2015), pp. 993-1007 (www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4566889/).
- 36 H. J. Venter and T. Bohn: Interactions between Bt crops and aquatic ecosystems: A Review. In: *Environmental Toxicology and Chemistry* 9999 (2016), pp. 1-12 (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.3583/pdf>).
- 37 D. Saxena and G. Stotzky: Bt corn has a higher lignin content than non-Bt corn. In: *American Journal of Botany* 88 (2001), pp. 1704.1706 (www.amjbot.org/content/88/9/1704.full).



Dr. Martha Mertens

ist Diplom-Biologin und Sprecherin des Arbeitskreises Bio- und Gentechnologie des BUND und des gleichnamigen Arbeitskreises des Bund Naturschutz in Bayern e.V.

Ilmmünsterstr. 33, 80686 München
E-Mail: martha.mertens@t-online.de