



Gift im Gen-Mais

Aktuelle Forschung macht Risiken
des in Deutschland
angebauten Bt-Maises deutlich

GREENPEACE

Gift im Gen-Mais

Aktuelle Forschung macht Risiken des in Deutschland angebauten Bt-Maises deutlich

Zweite Fassung, Juni 2007

Inhalt

| | |
|---|----|
| Zusammenfassung..... | 2 |
| Der Kreislauf des Gifts in der Umwelt..... | 2 |
| Wirkungsweise des Bt-Gifts..... | 2 |
| Effekte auf Bodenorganismen..... | 2 |
| Effekte auf Bienen, Schmetterlinge und andere Organismen..... | 3 |
| Fehlende technische Informationen..... | 3 |
| Einführung..... | 4 |
| 1. Der Kreislauf des Giftes in der Umwelt | 5 |
| Wie das Gift in die Umwelt gelangt | 6 |
| Wie lange bleibt das Gift im Boden? | 7 |
| Reichert sich das Bt-Toxin im Boden an? | 8 |
| Das Gift in der Nahrungskette | 9 |
| 2. Wie wirken Bt-Toxine?..... | 9 |
| 3. Auswirkungen auf Bodenorganismen | 10 |
| Einfluss auf Mikroorganismen | 10 |
| Auswirkungen auf Mykorrhiza | 11 |
| Bt-Mais schädigt Trauermücken | 11 |
| Nematoden vernachlässigt | 13 |
| Regenwürmer ausgeklammert | 13 |
| Raubinsekten im Boden: Käferlarven..... | 14 |
| 4. Auswirkungen auf Bienen, Schmetterlinge und andere Lebewesen | 14 |
| Schmetterlinge | 16 |
| Studien mit europäischen Schmetterlingen | 16 |
| Blattläuse | 18 |
| Bienen zeigen Probleme in der Forschung auf | 18 |
| Spinnen: Stiefkind der Forschung | 19 |
| Florfliegen: Studienergebnisse hängen von den gestellten Fragen ab..... | 20 |
| Nützliche Insekten: Opfer von Bt-Mais | 20 |
| 5. Grundlegende Informationen fehlen..... | 21 |
| Giftgehalt hängt ab von Sorte, Wachstum, Umwelt und Klima | 21 |
| Pollen: Mehr Gift als erwartet | 23 |
| Cry1Ab: Gift ist nicht gleich Gift | 23 |
| Gestörter Stoffwechsel bei Bt-Mais | 24 |

| | |
|---|----|
| 6. Gen-Mais: ökologisch gefährlich und überflüssig..... | 25 |
| Maiszünslerbefall: Nordamerika und Europa nicht vergleichbar | 26 |
| Quellen..... | 27 |
| Annex 1: Wieviel Bt-Toxin produzieren MON810-Pflanzen wirklich? | 35 |
| Schlussfolgerungen aus dem Bericht von Greenpeace..... | 35 |
| 1. Zu den Schwankungen der Konzentration des Bt-Gehaltes | 35 |
| 2. Zur Risikobewertung der Pflanzen | 36 |
| 3. Zur tatsächlichen Konzentration des Bt-Giftes | 36 |
| 4. Zur Methodik der Bt-Messungen | 36 |
| Annex 2: BVL-Kriterien für einen MON810-Monitoringplan..... | 37 |

Zusammenfassung

Im folgenden Report werden einige mögliche Auswirkungen des Bt-Maises auf die Umwelt dargestellt. Selbst nach mehr als 10 Jahren kommerziellen Anbaus von Bt-Mais gibt es nur wenige Studien zur Risikoabschätzung. Zugleich werfen die meisten dieser Studien mehr neue Fragen auf, als sie beantworten.

Der Kreislauf des Gifts in der Umwelt

Das Gift aus dem Bt-Mais gelangt auf mehr Wegen in die Umwelt als ursprünglich vermutet. Es wird nicht nur von den Schädlingen oder als Viehfutter aufgenommen. Das Bt-Gift gelangt auch mit der Restpflanze nach der Ernte in den Boden, es wird sogar während der Vegetation aktiv durch die Wurzeln abgegeben. Zugleich gibt es Hinweise, dass das Bt-Gift nur langsam abgebaut wird und zumindest bis zur nächsten Anbausaison im Boden verbleibt. Erschwerend kommt allerdings hinzu, dass mit den derzeitigen Analysemethoden die tatsächliche Menge des Bt im Boden nur abgeschätzt werden kann.

Wenn das Bt-Gift einmal durch Organismen aufgenommen ist, kann es an andere Organismen weitergegeben werden und sich in der Nahrungskette anreichern. Ein Beispiel sind Raubinsekten, die Insekten fressen, welche das Bt-Gift aufgenommen haben.

Wirkungsweise des Bt-Gifts

Eine aktuelle Studie (Broderick et al. 2006) zeigt, dass die tatsächliche Wirkungsweise des Bt-Gifts bis dato nicht genau bekannt ist und dass vermutlich Darmbakterien für die Entfaltung der Giftwirkung nötig sind. Dies bedeutet, dass es keine einfache Dosis-Wirkungsbeziehung gibt.

Es ist außerdem unklar, ob die verschiedenen Formen des Bt-Proteins Cry1Ab in den verschiedenen Bt-Mais-Linien (Events) den gleichen Effekt haben oder ob die verschiedenen Größen des Proteins auch zu verschiedenen Effekten führen.

Im Allgemeinen wird der Bt-Gehalt verschiedener Pflanzengewebe weder bestimmt noch überwacht, auch wenn bekannt ist, dass er erheblich schwanken kann.

Effekte auf Bodenorganismen

Effekte auf Bodenorganismen werden erst seit Mitte/Ende der 90er Jahre untersucht; Seitdem wurden Effekte bei Mykorrhiza (die Symbiosepartnerin von vielen Pflanzen), Trauermückenlarven (wichtige Bodenorganismen), Nematoden, Regenwürmern und räuberischen Käferlarven beobachtet.

Effekte auf Bienen, Schmetterlinge und andere Organismen

Studien zu Effekten auf Nicht-Zielorganismen sind lückenhaft: Einige Arten bekommen relativ viel Aufmerksamkeit, während andere Tiergruppen überhaupt nicht studiert werden. Die Gründe, warum bestimmte Arten ausgewählt werden und andere nicht, bleiben oft unklar. Dennoch wird mehr und mehr deutlich, dass es sowohl direkte als auch indirekte negative Effekte gibt und dass sie auch auf höheren Ebenen des Nahrungsnetzes auftreten können – selbst wenn diejenigen Organismen, die das Bt-Gift ursprünglich mit Pflanzenmaterial aufgenommen haben, keinen Effekt zeigten.

Studien mit geschützten Schmetterlingen wurden erst durchgeführt, nachdem zufällig beobachtet worden war, dass Schmetterlingsraupen das Bt-Gift in Form von Bt-Pollen, der vom Feld weht, aufnehmen können. Seitdem wurden die meisten Studien mit Monarchfaltern in den USA durchgeführt, auch wenn die Schmetterlingsfauna in Europa und in europäischen Kulturlandschaften deutlich anders zusammengesetzt ist. Die wenigen Studien, die mit europäischen Schmetterlingen durchgeführt wurden, zeigen, dass eine Reihe von Schmetterlingsarten vom Bt-Gift betroffen sein kann, ein Teil dieser Arten gilt bereits aus anderen Gründen bedroht. Einige dieser Arten sind genauso empfindlich gegenüber Bt-Gift wie der Zielschädling Maiszünsler (*Ostrinia nubilalis*), so z.B. Schwalbenschwanz, Kleiner Fuchs oder das Pfauenaug.

Studien mit Bienen werden oft unter unrealistischen Bedingungen durchgeführt. Ein Feldversuch in Deutschland kam zu dem Ergebnis, dass Bienen, die von einem weit verbreiteten Darmparasiten befallen waren, signifikant stärker geschädigt wurden, wenn sie Bt-Pollen aufnahmen, als wenn sie normalen Pollen fraßen. Im nächsten Jahr wurden die Bienen prophylaktisch mit Antibiotika behandelt und es wurden keine unterschiedlichen Effekte beobachtet. Eine aktuelle Studie zeigt allerdings, dass bestimmte Bakterien im Insekten Darm generell nötig sind, bevor das Bt-Gift überhaupt seine toxische Wirkung entfalten kann – auch beim Maiszünsler. Die Tatsache, dass keine negativen Effekte des Bt-Gifts auftraten, nachdem die Bienen mit Antibiotika behandelt worden waren, ist somit also kein Beweis, dass Bt-Gift keine negativen Effekte auf normale Bienen hat.

Andere betroffene Nicht-Zielorganismen sind z.B. Florfliegen oder Schlupfwespen (*Trichogramma*), die auch zur biologischen Schädlingskontrolle eingesetzt werden.

Fehlende technische Informationen

Es ist erstaunlich, wie viele fundamentale technische Informationen über Bt-Mais noch immer fehlen:

- Es ist unbekannt, warum verschiedene Pflanzengewebe unterschiedliche Bt-Konzentrationen bilden und wie Umweltfaktoren die Bt-Bildung beeinflussen.
- Es gibt keine standardisierte und von zuständigen Behörden und unabhängigen Laboren bewertete Methode zur verlässlichen Bestimmung von Bt-Gehalten in Pflanzenteilen oder im Boden.
- Cry1Ab Bt-Gifte in Pflanzen unterscheiden sich von ursprünglichen bakteriellen Proteinen von *Bacillus thuringiensis* und sie sind auch in den verschiedenen Bt-Pflanzen (MON810, Bt176, Bt11) unterschiedlich. Es ist deshalb möglich, dass diese Proteine auch verschiedene Effekte verursachen.

Andere offene Fragen betreffen das Problem, dass weder die Zahl der transgenen DNA-Sequenzen noch der Ort an dem sie eingefügt sind, kontrollierbar sind. Interaktionen mit anderen Genen und dem Stoffwechsel der Pflanze sind nicht vorhersagbar oder kontrollierbar. Wechselwirkungen mit der Umwelt sind komplex und grundsätzlich nur unvollständig wissenschaftlich zu erfassen. Auch Auswirkungen auf die Gesundheit können nicht ausgeschlossen werden. Schließlich ist auch das

Problem der Verunreinigung ganz erheblich: Pollen und Erntegut kontaminieren Nahrungs- und Futtermittel sowie Saatgut.

Insgesamt werfen die vorliegenden Studien zu den verschiedenen Bt-Mais-Linien (wie z.B. MON810, Bt176 oder Bt11) mehr Fragen auf, als sie beantworten. Dennoch zeigen sie, dass die Umweltrisiken von Bt-Mais real sind. Die EU-Rahmengesetzgebung (Richtlinie 2001/18 und Verordnung 1829/2003) räumt dem Prinzip der Vorsorge einen hohen Stellenwert ein. Artikel 4(1) der Richtlinie 2001/18 lautet:

"Die Mitgliedsstaaten tragen im Einklang mit dem Vorsorgeprinzip dafür Sorge, dass alle geeigneten Maßnahmen getroffen werden, damit die absichtliche Freisetzung oder das Inverkehrbringen von GVO keine schädlichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt hat."

Angesichts der vielen bereits bekannten Auswirkungen und der faktischen Unmöglichkeit, zum jetzigen Zeitpunkt alle relevanten Risiken umfassend zu untersuchen und abzuschätzen, sind die Voraussetzungen für eine EU-Marktzulassung von Bt-Mais nicht gegeben. Der Anbau der Pflanzen und ihre Verwendung in Futtermitteln dient zwar den finanziellen Interessen einiger weniger Konzerne, ist aber im Hinblick auf die möglichen Langzeitfolgen nicht zu verantworten.

Einführung

Der in Europa angebaute gentechnisch veränderte Mais MON810 ist eine problematische Pflanze:

- ➔ Die Genmanipulation verändert ungewollt und ungeplant das Erbgut und den Stoffwechsel der Pflanzen.
- ➔ Über Pollenflug und Vermischungen werden Ernte und Lebensmittel kontaminiert.
- ➔ Der Mais bildet ein Gift gegen Insekten, das sonst nur in Bakterien vorkommt. Das Gift wird zum festen Bestandteil von Futter- und Lebensmitteln und kann sich auf dem Acker ausbreiten.

Bt-Mais wurde in den USA entwickelt, vor allem um den Maiszünsler (*Ostrinia nubilalis*) zu bekämpfen. Dieser Nachtfalter legt seine Eier auf Maisblättern ab und schädigt die Pflanze. Die Raupen bohren sich zuerst in die Blätter und Stängel, wandern bis zum Herbst den Stängel hinab und überwintern ganz unten im Stängel oder im oberen Bereich der Wurzel. Wenn Maispflanzen befallen sind, bricht häufig ihr Stängel ab.

Während der Maiszünsler zwischen 1910 und 1920 nach Nordamerika eingeschleppt wurde und sich dort sehr schnell als Schädling ausbreitete, kommt er in Europa natürlicherweise auf einer Vielzahl von Pflanzen vor. In Deutschland kommt er u.a. in Bayern, Baden Württemberg und Brandenburg vor. In der konventionellen Landwirtschaft wird der Maiszünsler meist durch Fruchtfolgewechsel und Pflügen der Maisstoppel nach der Ernte bekämpft. Insektizide werden kaum eingesetzt. (Saeglitz 2004)

MON810 wurde mithilfe der sogenannten Gen-Kanone (Partikelbeschuss) entwickelt und es ist immer noch unklar, welche transgenen DNA-Sequenzen dabei tatsächlich eingefügt wurden (Mertens 2006). Für den Partikelbeschuss wurden zwei Plasmide verwendet, um sowohl die Bt-Bildung, eine Herbizidresistenz und eine Antibiotikaresistenz einzufügen. Es wird jedoch angegeben, dass lediglich Teile des einen Plasmids integriert wurden, so dass MON810 anscheinend nur das Bt-Gift bildet. 1998 ließ das Scientific Committee on Plants (SCP), das zu diesem Zeitpunkt in der EU für Anbaugenehmigungen zuständig war, MON810 zu. SCP gab zu, dass wichtige Informationen fehlten, aber es schätzte die Intergration weiterer DNA-Fragmente als sehr unwahrscheinlich ein (SCP 1998, zitiert in Mertens 2006). Seitdem haben unabhängige Studien (de Schrijver & Moens 2003, Hernandez et al. 2003) Unterschiede zwischen den Daten der eingereichten Unterlagen und ihrer eigenen Analyse von MON810-Pflanzen gefunden. (Für weitere Details siehe Mertens 2006.)

Im April 2007 lief die Zulassung für den Gen-Mais MON810 in der EU aus. Die Behörden müssen den Mais jetzt erneut prüfen. Aus diesem Anlass hat Greenpeace aktuelle Forschungsergebnisse aus Deutschland und anderen Ländern zusammengestellt, offene Fragen gesammelt und die möglichen Risiken beleuchtet.

Für Deutschland haben die Autoren dieses Reports insbesondere die Forschungsarbeiten des Projekts "Sicherheitsforschung und Monitoring zum Anbau von Bt-Mais 2001-2004" des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) ausgewertet, die erst zum Teil veröffentlicht sind. Diese Studien beziehen sich auf MON810 und eine weitere Gen-Mais Variante (Bt 176), die inzwischen nicht mehr angebaut wird.

Aus einem im April 2006 von der EU-Kommission veröffentlichten Bericht geht hervor, dass in den letzten Jahren die Sicherheitsprobleme bei Gen-Saaten immer deutlicher zutage traten (European Communities 2005). Die aktuellen Daten bestätigen diesen alarmierenden Befund. Aus der Fülle der jetzt vorliegenden Hinweise wird deutlich, dass die Probleme mit dem Gen-Mais noch komplexer sind, als ursprünglich angenommen. Die Risiken betreffen kleinste Bodenlebewesen, geschützte Arten wie Schmetterlinge und nützliche Insekten wie Bienen und reichen bis zu einer Gesundheitsgefährdung von Säugetieren und Menschen.

Aus den vorliegenden Erkenntnissen und dem Katalog ungeklärter Fragen wird ersichtlich, dass die Freigabe für den kommerziellen Anbau von Gen-Mais zu früh erfolgte. Sie ist mit dem in der EU gesetzlich verankerten Prinzip der Vorsorge nicht vereinbar. Die EU-Zulassung des Gen-Maises muss aus diesem Grund zurückgenommen werden.

1. Der Kreislauf des Giftes in der Umwelt

Ursprünglich kommt das Gift des *Bacillus thuringiensis* nur in Boden-Bakterien vor. Seit längerer Zeit ist bekannt, dass dieses Gift in der Landwirtschaft eingesetzt werden kann, um Schädlinge zu bekämpfen. Es gilt als relativ ungefährlich, so dass sein Einsatz in der ökologischen Landwirtschaft erlaubt ist. Durch den Einbau des Giftes in die Maispflanzen mit Hilfe der Genmanipulation wurden die Eigenschaften des Giftes jedoch grundlegend verändert:

1. Bei den natürlicherweise vorkommenden Bodenbakterien hat das Gift nur eine äußerst niedrige Konzentration. Bei Schädlingsbefall wird es gezielt bei drohenden Schäden gesprüht und wirkt nur kurze Zeit.
2. Das Gift wirkt in natürlicher Form nur auf bestimmte Insekten und liegt im Spray in einer (kristallinen) nicht-wirksamen Form (Protoxin) vor; erst im Darm von Insekten wird es in eine aktive Form umgewandelt .
3. Das ausgebrachte Bt-Gift wird innerhalb weniger Tage vollständig von UV-Licht abgebaut.

Dagegen verändert die Gentechnik die Eigenschaften des Giftes erheblich:

1. Hier wird es über die gesamte Wachstumsperiode in den Pflanzen gebildet und gelangt über Wurzeln, Pflanzenteile und Pollen in die Umwelt.
2. Im Boden wird das Gift an Bodenpartikel gebunden. Es kann Monate überdauern, wird in der Nahrungskette weitergegeben und sogar über den Darm von Nutztieren wieder ausgeschieden.
3. In Bt-Pflanzen liegt das Gift in einer aktiveren Form vor, (kleiner und nicht kristallin). Dadurch wandelt sich auch das Spektrum der möglicherweise empfindlichen Organismen.

4. Obwohl die Gift-Proteine alle mit demselben Namen "Cry1Ab" bezeichnet werden, unterscheiden sie sich grundlegend von dem natürlichen Protein und auch untereinander (Andow & Hilbeck 2004).

Durch den Anbau des Gen-Maises bildet sich so ein völlig neuer Kreislauf der Verteilung und Anreicherung des Bt-Giftes in Umwelt und Nahrungskette. Aktuelle Forschungsergebnisse bestätigen dies (Zwahlen & Andow 2005). Eine neuere Studie zeigt außerdem, dass die Wirkungsweise des Bt-Gifts bis dato nicht wirklich verstanden wird (Broderick et al. 2006).

Auswirkungen von Bt-Pflanzen im Boden sind erst seit Mitte/Ende der 90er Jahre untersucht worden, d.h. erst nachdem Bt-Mais in den USA bereits angebaut wurde und nachdem Bt176 und MON810 in der EU zum Anbau zugelassen worden waren.

Viele Studien seit Ende der 90er Jahre zum Thema "Bt-Pflanzen und Boden" dokumentieren unerwartete Auswirkungen, insbesondere negative Umwelt-Effekte. Eine Auswertung dieser Studien belegt auch, dass die meisten Bereiche noch gar nicht erforscht sind.

Wie das Gift in die Umwelt gelangt

Bt-Toxine können auf verschiedenen Wegen in den Boden eingetragen werden:

- als lebendes Pflanzenmaterial wie z.B. Wurzeln (biosicherheit.de 2005b¹),
- als abgestorbene Feinwurzeln und Wurzelauausscheidungen (Saxena et al. 1999, Saxena & Stotzky 2000),
- während der Wachstumsperiode, in Form von Pollen (Losey 1999), der in den Boden gewaschen wird,
- durch Ernterückstände (Wurzel, Stängel, Blätter) nach der Ernte (Tapp & Stotzky 1998, Stotzky 2000, Zwahlen et al. 2003b, Baumgarte & Tebbe 2005),
- im Kot von Bodenorganismen (Wandeler et al. 2002, Saxena & Stotzky 2001a) und in Tierexkrementen (Einspanier et al. 2004).

Während in den letzten Jahren eine Reihe von Studien mit unterschiedlichen Ansätzen zum Überdauern von Bt-Toxinen im Boden durchgeführt wurden, gibt es so gut wie keine wissenschaftlichen Arbeiten, die Menge und Art des eingetragenen Bt-Toxins in und über die Wachstumsperiode hinaus untersuchen. So ist laut einer Publikation aus dem Jahr 2005 unbekannt, wie viel Gift über die Wurzeln tatsächlich ausgeschieden wird:

"Nach unserem Kenntnisstand ist nicht bekannt, wie viel Cry1Ab-Protein in der Rhizosphäre von Bt-Mais unter landwirtschaftlichen Bedingungen gebildet wird, und wie viel dieses Proteins nach der Ernte im Boden verbleibt" (Baumgarte & Tebbe 2005)².

Offensichtlich ist nur, dass es im direkten Umfeld der Wurzeln relativ hohe Toxinwerte gibt. Ein Teil des Giftes befindet sich auch noch Monate nach der Ernte im Boden, höhere Werte sind in verbleibenden Pflanzenresten nachweisbar:

"Der Cry1Ab-Gehalt war in der Erde (bulk soil) von MON810-Feldern in allen Fällen niedriger als in der Erde direkt in Wurzelbereich, wo der Bt-Gehalt von 0,1 bis 10 ng/g Boden schwankten. [...] Cry1Ab-Protein wurde außerdem mit Gehalten von 0,21 ng/g Erde sieben Monate nach der Ernte, d.h. im April des folgenden Jahres, gefunden. Zu diesem Zeitpunkt wurden allerdings höhere Werte in den Blätter- und Wurzelresten (21ng/g bzw. 183 ng/g) gefunden. Der Bt-Gehalt in Wurzelresten entspricht 12 Prozent des Bt-Gehalts in intakten Wurzeln" (Baumgarte & Tebbe 2005).

¹ Die Ergebnisse des Verbundprojekts "Sicherheitsforschung und Monitoring zum Anbau von Bt-Mais 2001-2004" waren zum Teil als Abschlussberichte der Einzelstudien verfügbar und zum Teil lediglich als Veröffentlichung auf der Webseite www.biosicherheit.de. Diese Website-Texte wurden nicht unbedingt von den jeweiligen WissenschaftlerInnen geschrieben.

² Dieses und alle weiteren englischsprachigen Zitate wurden von den Autoren ins Deutsche übersetzt.

Obwohl bekannt ist, dass Wurzeln Bt-Gift enthalten und in den Boden abgeben können, wird dies in der Risikoabschätzung von Bt-Mais zum Teil ganz ausgeklammert. So nennt der zur Zeit zur Bearbeitung vorliegende EU-Zulassungsantrag für den Bt-Mais 1507 den Bt-Gehalt verschiedener Pflanzenteile, aber nicht den der Wurzeln. Trotzdem hat sich die Europäische Zulassungsbehörde EFSA bereits für den kommerziellen Anbau dieser Gen-Mais-Varianten ausgesprochen.

Die Wege des Giftes über die Wurzeln, Pollen und Pflanzenteile sind nicht die einzigen Eintragspfade in die Umwelt. Erste Untersuchungen zum Abbau von Bt-Protein im Darm von Kühen haben ergeben, dass "bemerkenswerte" Mengen von Bt-Gift im Magen-Darm-Trakt gefunden wurden und dass auch der Kot der Tiere das Gift enthielt (Einspanier et al. 2004). Sowohl Bt-Toxin als auch Fragmente des Cry1Ab-Transgens konnten in Bt-Maissilage entdeckt werden. Allerdings wurde die biologische Aktivität dieser teilweise abgebauten Proteine nicht getestet. (Lutz et al. 2004).

Wie lange bleibt das Gift im Boden?

Eine Reihe von Studien beschäftigt sich mit der Verweildauer, Aktivität und dem Abbau von Bt-Toxinen im Boden. Aufgrund verschiedener Fragestellungen (Nachweisdauer des ganzen oder teilweise abgebauten Toxins, Aktivität gegen Zielorganismen etc.) sowie sehr unterschiedlichen Methoden (Laborversuche, Verwendung von isolierten, bakteriellen Cry1Ab, getrocknete und pulverisierte Blätter, Original-Ernterückstände) lassen sich die Ergebnisse nur bedingt vergleichen.

Feldversuche und Monitoring belegen aber, dass das Gift auch noch mehrere Monate nach der Ernte in Pflanzenresten und im Boden nachweisbar und aktiv ist. Frühere Studien, welche die Ergebnisse unrealistischer Laborstudien hochrechneten, sind damit widerlegt.

Unterschiedliche Bodentypen beeinflussen die Persistenz von Bt-Toxinen im Boden. Besonders lange kann das Gift in tonhaltigen Böden verweilen. Nach Dolezel et al. (2005) sind folgende Faktoren für die Verweildauer von Bt-Toxinen im Boden ausschlaggebend:

- ➔ die Menge des Toxins
- ➔ die Rate, mit der es von Insektenlarven aufgenommen und deaktiviert wird,
- ➔ die Rate, mit der es durch Mikroorganismen abgebaut wird,
- ➔ die Rate abiotischer Inaktivierung (Stotzky 2000).

Saxena et al. (2002a) konnten Bt-Toxin von Bt-Mais-Wurzelausscheidungen und von verrottendem Bt-Mais-Pflanzenmaterial im Boden noch nach 350 Tagen (dem längsten untersuchten Zeitraum) nachweisen. Andere Studien registrierten isoliertes Bt-Toxin noch nach über 200 Tagen (Tapp & Stotzky 1995, Palm et al. 1994, Koskella & Stotzky 1997, Tapp & Stotzky 1998).

Damit sind verschiedene frühere Studien widerlegt:

Sims & Holden (1996) hatten anhand von Laborstudien berechnet, dass 90% des Toxins nach 41 Tagen abgebaut wäre. Sie schlossen daraus, dass das Cry1Ab-Toxin in Bt-Mais unter Feldbedingungen instabil wäre und unter Anbaubedingungen schnell abgebaut würde. Antragsteller und Zulassungsbehörden stützen sich auch heute noch häufig auf diese Studie, obwohl sie offenkundig nicht die Realität widerspiegelt. Dies ist ein Beispiel dafür, wie unrealistische Studien bei der Risikoabschätzung von Bt-Mais zugrunde gelegt werden.

Sims & Holden (1996) gehen für ihre Laborstudie von einer konstanten Temperatur von 24-27°C aus. Dies ist für die Bodentemperatur in europäischen Maisanbaugebieten jedoch völlig unrealistisch. Zwahlen et al. (2003a) verzeichneten im Feldversuch dagegen Bodentemperaturen von 8,5°C. Wie die Autoren ausführen, hängt der Abbau von Bt-Toxinen zu einem signifikanten Ausmaß von mikrobiellen Aktivitäten ab (Palm et al. 1996, Koskella & Stotzky 1997). Diese sind bei kühleren Temperaturen aber reduziert.

"Daher muss erwartet werden, dass der Abbau in gemäßigten Zonen substanziell anders ist, als der, der in Laborversuchen mit konstant hohen Temperaturen beobachtet wurde." (Zwahlen et al.

2003b). Die Autoren (Zwahlen et al. 2003a) haben in einer Vergleichsstudie ebenfalls belegt, dass Bt-Pflanzenmaterial unter (vergleichbaren) Feld- und Laborbedingungen auf dem Feld langsamer abgebaut wird und länger toxisch wirksam ist.

Diese Tendenz bestätigt auch eine der neuesten Studien zu diesem Thema im Rahmen des BMBF-Projekts "Sicherheitsforschung und Monitoring zum Anbau von Bt-Mais 2001-2004" in Deutschland. Baumgarte & Tebbe (2005) beobachteten, dass Oberflächenwurzeln von MON810-Mais sieben Monate nach der Ernte, also kurz vor der folgenden Maisaussaat, noch 12% des Bt-Toxingehalts von frischen Wurzeln aufwiesen. Dieser Wert fiel erst in den folgenden zwei Monaten stark ab.

Reichert sich das Bt-Toxin im Boden an?

Bt-Toxine binden sich an oberflächenaktive Bodenpartikel; dadurch wird der biologische Abbau behindert (Saxena & Stotzky 2001a, Saxena & Stotzky 2000). Die vollständige Bindung ist bereits innerhalb einer halben Stunde erreicht (Schröder o.A.). Einmal gebunden, lösen sich die Bt-Toxine nicht so leicht wieder ab (Dolezel et al. 2005, Lee et al. 2003).

Saxena & Stotzky (2002) beobachteten, dass Erde mit Bt-Pflanzenmaterial nach 120 bis 180 Tagen je nach Zusammensetzung der Bodenminerale unterschiedlich toxisch war. Bt-Toxine haften besser an Bodenpartikeln mit einer höheren Kationenaustauschkapazität und einer ausgeprägteren Oberflächenstruktur.

Lee et al. (2003) bestätigen diese Ergebnisse. Sie zeigten, dass der Großteil der Bt-Gifte (88-98%) sehr fest an Tonpartikel gebunden waren. Auch bei größerer Menge Cry1Ab-Protein trat kein Sättigungseffekt auf. Sie fanden keine strukturellen Veränderungen des gebundenen Toxins, aber eine anhaltende toxische Aktivität. Nach 45 Tagen war die Toxizität von gebundenen Bt-Proteinen sogar höher als die von ungebundenen.

Damit ist klar, dass sich das Bt Toxin in verschiedenen Bodentypen, auch in Abhängigkeit von klimatischen Gegebenheiten, unterschiedlich stark anreichert und verschiedene biologische Aktivitäten entwickeln kann. Diese Einflussfaktoren sind bis jetzt jedoch nicht genügend untersucht worden. Dies wird auch durch aktuelle Studien aus Deutschland belegt.

In einer Studie über drei Jahre an drei Standorten (bei Halle und im Rheinland) wiesen alle Böden eine ähnliche mineralogische Zusammensetzung mit hohen Tonmineralegehalten auf. Doch der Untergrund und das Klima waren verschieden, so dass nach Angaben der Wissenschaftler "wichtige Bodeneigenschaften differieren" (biosicherheit.de 2005m). Die Autoren fanden heraus, dass die Beweglichkeit des Bt-Toxins Cry1Ab auf den einzelnen Standorten der Freisetzungen stark variierte (Schröder o.A.).

"Grundsätzlich lassen sich im Hinblick auf die bodenchemischen Parameter folgende zusammenfassende Aussagen treffen: Je höher der Gehalt an organischer Substanz ist, besonders in den Oberböden, desto geringer ist die Bindung des Bt-Toxins. Erklärung: Die organische Substanz verschließt kleine Poren zwischen den Bodenpartikeln, so dass das Bt-Toxin nicht in den Zwischenräumen gebunden werden kann. [...] Je größer die Oberfläche der Bodenpartikel ist, desto mehr Bt-Toxin wird an den Bodenpartikeln gebunden." (biosicherheit.de 2005m).

Die Autoren (Schröder o.A.) schließen daraus, dass "diese Erkenntnis bei der Verwertung unserer Ergebnisse im Hinblick auf ein Monitoringverfahren bei der Freisetzung von gentechnisch veränderten Pflanzen berücksichtigt werden muss."

Generell kann man derzeit davon ausgehen, dass sich das Gift im Boden anreichert und über die Jahre sogar akkumulieren könnte (Hopkins & Gregorich 2003, Lang & Arndt 2005). Großer Forschungsbedarf besteht hinsichtlich der Auswirkungen dieser Giftanreicherung im Boden: "Im zweiten Anbaujahr lagen an beiden Standorten alle gemessenen [Boden-]Bt-Werte deutlich über denen von 2002. Dabei betrug die Zunahme der Toxingehalte je nach Standort das fünf- bis siebenfache

des Vorjahres. Selbst in Bodenproben, die im April 2003, d.h. vor der nächsten Aussaat entnommen wurden, konnte noch etwas nachgewiesen werden" (biosicherheit.de 2005I).

Das Gift in der Nahrungskette

Auch wenn Insekten und andere Tiere das Bt-Gift aufgenommen haben, ist es damit noch nicht aus dem Kreislauf verschwunden. In einigen Fällen war das Bt-Gift in Tieren nachweisbar, die von Bt-Maispflanzen gefressen hatten, ohne dass es ihnen akut schadete.

Werden diese Tiere gefressen, nehmen auch ihre Fressfeinde das Gift auf. In Milben reichert sich das Gift so stark an, dass in ihnen mehr Gift steckt als in den Bt-Maispflanzen selbst. Studien mit der Milbe *Tetranychus urticae* fanden in den Tieren Bt-Konzentrationen, die denen der Bt-Maisblätter entsprachen (Dutton et al. 2002) oder sogar bis zu drei Mal höher waren (Obrist et al. 2005).

Im Vergleich mit anderen pflanzenfressenden Insekten (Tripsen, Blattläuse und Heuschrecken) wiesen Milben den höchsten Bt-Gehalt auf (Dutton et al. 2004b). Die Werte waren bis zu 33mal höher als die in Zikaden, die sich von dem gleichen Pflanzengewebe ernähren (Dolezel et al. 2005).

Wir müssen also nicht nur davon ausgehen, dass (nicht betroffene) Milben Bt-Toxin weitergeben, sondern dass es auch zu einer Anreicherung in den Milben kommt. Dadurch können räuberische Insekten deutlich höheren Bt-Konzentrationen, als sie in den Bt-Pflanzen selbst vorhanden sind, ausgesetzt sein.

Bei anderen Tieren wurde das Bt-Gift nicht nur im Magen sondern auch im Kot nachgewiesen (z.B. bei Regenwürmern, Raupen, Spinnen und Kellerasseln; Saxena & Stotzky 2001a, Harwood et al. 2005, Wandeler et al. 2002). Da dieser Kot Teil des Bodens ist, kann das Bt-Gift von weiteren Organismen aufgenommen werden.

Bt-Gift aus Maispflanzen wird im Magen von Wiederkäuern nicht vollständig verdaut und ein Teil mit dem Kot wieder ausgeschieden (Einspanier et al. 2004, Lutz et al. 2005). So kann es mit dem tierischen Dung auch wieder auf die Felder und Weiden gelangen. Das Bt-Toxin konnte hier nachgewiesen werden und da die gefundenen Proteine teilweise abgebaut waren, wurde davon ausgegangen, dass sie keine (relevante) biologische Aktivität hätten. Allerdings wurde dies nicht mit Untersuchungen belegt. Tatsächlich gibt es keinen Grund davon auszugehen, dass ein kleineres Protein schon deswegen keine Effekte auf Nicht-Zielorganismen hat, nur weil es kleiner ist.

2. Wie wirken Bt-Toxine?

Broderick et al. (2006) geben in ihrem Artikel den Stand des Wissens darüber wieder, wie Bt-Toxine wirken. Bis dahin war untersucht worden, wie spezifische Enzyme im Insektendarm das Bt-Protoxin abbauen und dadurch das Toxin bilden. Dieses Toxin scheint dann – auf eine bisher unbekannte Art und Weise – in die Membran der Darmzellen integriert zu werden, wo es Poren bildet, die dann dazu führen, dass sich die Zelle auflöst. Zwei verschiedene Mechanismen werden dabei diskutiert: entweder dass die Tiere dann verhungern oder an Sepsis sterben, wenn die Bakterien in ihre Körperflüssigkeit eindringen.

Broderick et al. (2006) studierten den Effekt der An- und Abwesenheit von Darmbakterien in Schwammspinnerraupen, indem sie die Larven entweder mit steriler, künstlicher Nahrung aufzogen oder sie mit Antibiotika behandelten, bevor sie sie mit *Bacillus thuringiensis*-Bakterien fütterten. Ohne die Darmbakterien zeigte das Bt-Gift keine toxische Wirkung auf die Raupen, aber wenn die Darmflora durch die Gabe von bestimmten Darmbakterien (*Enterobacter* sp.) wiederhergestellt wurde, dann erlangte das Bt-Gift wieder seine Wirkung. Andere Darmbakterien zeigten diesen Effekt nicht. Broderick et al. (2006) testeten außer natürlichen *B.thuringiensis*-Bakterien auch *E.coli*-Bakterien, die gentechnisch manipuliert waren, um Bt-Toxin zu bilden. Solche Bakterien werden regelmäßig im Labor genutzt, um Bt-Toxin für Risikostudien als Ersatz für Pflanzenmaterial zu bilden. Broderick et al. (2006) zeigten, dass diese lebenden GV-*E.coli*-Bakterien ebenfalls giftig waren für Schwammspinnerraupen, auch wenn diese keine normale Darmflora mehr hatten.

Broderick et al. (2006) kommen zu dem Schluss, "dass das Bt-Toxin alleine nicht ausreicht, um die Larvensterblichkeit zu verursachen, denn Entero-Bakterien (dh. eine Art der Enterobacteriaceae-Familie) wie z.B. *E.coli* oder *Enterobacter* muss ebenfalls präsent sein, um eine tödliche Sepsis auszulösen." Selbst wenn diese Studie keine letztendliche Erklärung dafür gibt, wie Bt-Gift aus Bakterien und Pflanzen seine toxische Wirkung in verschiedenen Organismen entfaltet, so zeigt sie doch den Mangel an grundlegendem Wissen über Bt-Pflanzen.

Im allgemeinen wird für Bt-Gifte eine Dosis-Wirkung-Beziehung angenommen, während sich jetzt zeigt, dass nicht nur bestimmte Enzyme sondern auch bestimmte Bakterien eine entscheidende Rolle spielen. Allerdings unterscheidet sich die Darmflora von verschiedenen Insekten und anderen Organismen stark voneinander. Außerdem werden bei Studien mit Nicht-Zielorganismen häufig isolierte Testorganismen verwendet, die mit künstlich zusammengestelltem Futter ernährt werden, oder mit Antibiotika behandelt werden, z.B. um prophylaktisch Infektionen mit Parasiten zu verhindern. Dies allerdings stört die normale Wirkungsweise der Bt-Toxine, so dass solche Studien keine angemessene Aussagekraft für Umweltrisikoausschätzungen haben.

Offensichtlich wurden die Bt-Pflanzen entwickelt und zum kommerziellen Anbau freigegeben, ohne dass bekannt wäre, wie die Bt-Gifte tatsächlich wirken. Außerdem liegt das Bt Toxin in den Bt-Pflanzen in modifizierter und aktiverer Form vor als in den ursprünglich verwendeten Insektensprays. Damit vergrößert sich potentiell die Anzahl der empfindlichen (Nicht-Ziel-) Organismen. Für die Risikoabschätzung von Bt-Giften wird in der Regel eine Dosis-Wirkung-Beziehung angenommen, nach der weniger Gift einen geringeren Effekt hätte als eine höhere Dosis. Einige der Studien zu Nicht-Zielorganismen fanden jedoch größere Effekte für Bt-Linien und/oder Pflanzengewebe mit geringeren Bt-Gehalten (siehe Kapitel 3 und 4). Bis dato werden solche Beobachtungen häufig als "inkonsistent" abgetan und nicht weiter berücksichtigt. Unter Bezugnahme auf die Studien von Broderick (2006) muss man aber einfache Dosis-Wirkungsbeziehungen grundsätzlich in Frage stellen.

Hilbeck & Schmid (2006) schreiben, dass so komplexe Wechselwirkungen der Wirkungsweise des Bt-Toxin zugrunde liegen könnten, dass es unmöglich sein könnte, diese im Experiment eindeutig zu bestimmen. Eine Studie zum Effekt von Bt-Toxin auf Bienen (biosicherheit.de 2005i, siehe unten) gibt ein gutes Beispiel dafür, welchen entscheidenden Ausschlag Ko-Faktoren bei der Wirkung des Giftes haben könnten.

3. Auswirkungen auf Bodenorganismen

Grundsätzlich können Bt-Toxine auf alle Bestandteile des Boden-Ökosystems wirken. Dabei ist zu berücksichtigen, dass Bt-Toxin auf verschiedenen Wegen in den Boden gelangt (lebende und abgestorbene Wurzeln, Wurzelexsudat, abgestorbene Stängel und Blätter, Pollen, Kot und Gülle). Damit liegt es zu unterschiedlichen Zeitpunkten in unterschiedlichen Formen und Konzentrationen vor. Darüber gibt es bis dato wenig Informationen.

Auswirkungen von Bt-Pflanzen auf Nicht-Zielorganismen im Boden sind bis Ende der 90er Jahre überhaupt nicht erforscht worden. Keiner schien davon Notiz zu nehmen, dass Bt-Toxin auch in den Wurzeln gebildet wird, dass im Boden von landwirtschaftlichen Nutzflächen auch Organismen vorkommen und dass in der landwirtschaftlichen Praxis (im Gegensatz zum wissenschaftlichen Versuch) Bt-Pflanzenmaterial im Boden verbleibt. Der Mangel an diesbezüglichen Studien ist immer noch eklatant.

Einfluss auf Mikroorganismen

Es ist unübersehbar, wie wichtig Bodenmikroorganismen sind, da sie für etwa 90 Prozent des Kohlenstoffumsatzes im Boden verantwortlich sind. In einem Gramm Ackerboden leben über 10^9 Bodenmikroorganismen, dies entspricht bei einer Bodentiefe von 10 Zentimetern 10^{17} Bodenmikroorganismen pro Hektar. Mikroorganismen sind direkt mit bestimmten Insektengruppen verbunden.

Insekten wie Trauermückenlarven zersetzen verrottendes Pflanzenmaterial, das die Mikroorganismen vorkompostiert haben.

Verschiedene Studien beschreiben Effekte von Bt-Mais auf Bodenmikroorganismen, die je nach Bodenart unterschiedlich stark sein können. Schon seit einigen Jahren gibt es "einige Hinweise auf die anti-bakterielle Wirkung von Bt-Toxinen" (Escher et al. 2000, Zalunin et al. 2003 zitiert in Lang & Arndt 2005).

Castaldini et al. (2005) verzeichneten Unterschiede in den Bakteriengemeinschaften der Rhizosphäre (Wurzelgeflecht) von drei Maissorten im Gewächshaus (Bt176, Bt11 und Mais ohne Bt). Ernterückstände des Gen-Maises beeinflussten die Bakterienpopulationen, die Bodenatmung sowie die Mykorrhizasymbiose. (Castaldini et al. 2005).

Auch Baumgarte & Tebbe (2005) ziehen aus ihren Beobachtungen die Schlussfolgerungen, dass es vermutlich strukturelle Effekte des Bt-Gifts auf die Bakteriengemeinschaften der Rhizosphäre gibt, auch wenn diese wohl durch andere, größere Effekte verdeckt werden. Sie betonen deshalb die Notwendigkeit mögliche Effekte auf Nicht-Zielorganismen auch nach der Ernte zu untersuchen (Baumgarte & Tebbe 2005, Tebbe o.A.).

Auswirkungen auf Mykorrhiza

Mykorrhiza ist eine Symbiose von Pilzen und Pflanzen, in der ein Pilz mit dem Feinwurzelsystem einer Pflanze in Kontakt ist. Die Mykorrhizapilze verhelfen der Maispflanze dazu, Nährstoffe und Wasser besser aus dem Boden aufzunehmen. Außerdem bietet die Symbiose einen gewissen Schutz vor Krankheiten und ermöglicht es der Pflanze bei Trockenheit besser zu wachsen. Die Mykorrhiza-Besiedlung von Nutzpflanzen ist ein wichtiger ökologischer Parameter und sollte Teil jeder Risikoabschätzung sein. Doch in den aktuellen Bt-Mais-Zulassungsanträgen wird die Mykorrhiza-Kolonisation nicht berücksichtigt.

Zwei Studien belegen, dass die Wurzeln von Bt-Maispflanzen weniger mit Mykorrhiza besiedelt sind. Dadurch verliert der Bt-Mais nicht nur den Symbiosepartner und dessen Beitrag zur Pflanzenernährung, sondern ist vermutlich auch anfälliger gegen Schadinsekten. Denn ohne Mykorrhiza-Besiedlung lockt Bt-Mais weniger natürliche Feinde der Schädlinge an.

Turrini et al. (2004) waren die ersten, welche die Mykorrhiza-Besiedlung von Bt-Pflanzen erforscht haben. Demnach schafften es die Pilze nicht, funktionsfähige Strukturen an den Wurzeln von Bt176 auszubilden.

Castaldini et al. (2005) führten eine zweite Studie zu diesem Thema durch und stellten ebenfalls eine signifikant geringere Mykorrhiza-Kolonisation von Bt-Mais-Wurzeln fest. Im Labor zeigte sich eine erheblich geringere Mykorrhiza-Kolonisation in Bt176-Wurzeln, nicht aber in Bt11-Mais. Eine gesunde Mykorrhiza-Besiedlung macht Nutzpflanzen attraktiver für natürliche Feinde von Blattläusen, die Mais befallen können (Guerrieri et al. 2004 zitiert in Dolezel et al. 2005). Durch eine verringerte Mykorrhiza-Besiedlung wie sie Turrini et al. (2004) und Castaldini et al. (2005) beschrieben, wird eine Bt-Mais-Pflanze anfälliger für Schadinsekten, da weniger natürliche Feinde die Maispflanze besuchen (Dolezel et al. 2005). Es gibt bis heute aber keine Studie, die diesen Aspekt der erhöhten Anfälligkeit für Schadinsekten betrachtet.

Bt-Mais schädigt Trauermücken

Trauermücken (Sciariden) sind zwei bis drei Millimeter große Mücken, die sich genau wie ihre ein Millimeter großen Larven von abgestorbenen Pflanzenteilen ernähren. Sie leben in der oberen Bodenschicht, wo sie mit Raten von bis zu 6.000 Individuen pro Quadratmeter schlüpfen. Als Zersetzer von Pflanzenresten im Boden spielen sie eine wichtige Rolle in der Bodenökologie und für die Bodenfruchtbarkeit.

Einer aktuellen Studie aus Deutschland (biosicherheit.de 2005f) zufolge schädigt der Bt-Mais MON810 Trauermücken. Ihre Mortalität ist erhöht und die Verpuppungsrate geringer. Außerdem kann das Bt-Gift den Käfern schaden, welche die Larven fressen (Langenbruch et al. 2006).

Larven der Trauermücken-Art *Lycoriella castanescens*, die MON810-Maisstroh fraßen, brauchten wesentlich länger, bis sie sich verpuppten, als Larven im normalen Maisstroh (Büchs et al. 2004, biosicherheit.de 2005f). Für die Larven ist die Zeitdauer bis zur Verpuppung besonders wichtig, da sie in dieser Zeit keinen harten Chitinpanzer haben und sich nur sehr wenig bewegen können. Je mehr Zeit bis zum Verpuppen verstreicht, um so höher ist die Wahrscheinlichkeit, dass die Larven von Parasiten oder Krankheiten befallen werden.

Larven, die ausschließlich MON810-Streu gefressen hatten, wurden zudem häufiger Beute von anderen Insekten, da die Larvalperiode länger dauert (Langenbruch et al. 2006). Insofern ist die Zeitdauer bis zur Verpuppung ein wichtiger Parameter, um Wirkungen auf diese für die Zersetzung und Bodenfruchtbarkeit besonders wichtigen Bodeninsekten abzuschätzen. Vor allem wenn Bt-Mais mehrjährig am gleichen Standort angebaut wird, kann sich die Lebensgemeinschaft der Zersetzer verschieben. Dies beeinflusst auch die Kompostierung und Bodenbildung (Langenbruch et al. 2006).

Die Auswirkungen auf die Population der Trauermückenlarven werden erst nach längerer Zeit sichtbar. Da sich Trauermückenlarven davon ernähren, dass sie Pflanzenreste im Boden zersetzen, sind im Freiland negative Effekte nicht unbedingt im ersten Jahr des Bt-Maisanbaus zu verzeichnen. Sie treten erst dann auf, wenn das Bt-Pflanzenmaterial auch tatsächlich im Boden vorhanden ist. Dies zeigt sich in einer Drei-Jahres-Studie. Während im ersten Jahr sogar erhöhte Artenzahlen, Schlupfdichten und Zersetzungsleistungen bei MON810 Mais festzustellen waren, kehrte sich dieser Trend ab dem zweiten Jahr um. Im dritten Jahr war die Zersetzungsleistung bei MON810 deutlich geringer als im Vergleichsfeld. Dieser Rückgang korrespondierte mit einem Anstieg des Bt-Toxingehaltes der Streu um mehr als das 2,5fache (Langenbruch et al. 2006).

Wie schwierig es ist, die Auswirkungen des Gen-Maises auf Organismen wie Trauermückenlarven zu erforschen, zeigt sich auch darin, dass offensichtlich die Dosis des Bt-Toxins allein nicht ausschlaggebend ist. Möglicherweise hat das angeblich gleiche Bt-Gift Cry1Ab in den diversen Maisvarianten wie Bt176 und MON810 unterschiedliche biologische Qualitäten.

Bei Fressversuchen mit Maispollen zeigte sich die Entwicklungsverzögerung der Trauermücke *Lycoriella castanescens* nur bei MON810, nicht aber bei Bt176, obwohl in der verwendeten Bt176-Sorte Valmont der Bt-Gehalt mit 2962 ng/g Pollen um das 30fache höher liegt als bei der MON810 Sorte Novelis mit 97ng/g (biosicherheit.de 2005f). Einerseits werden die verschiedenen Bt-Toxine zwar alle als 'Cry1Ab bezeichnet, aber sie könnten durch ihre verschiedene Größe auch verschiedene Effekte haben. Andererseits zeigt eine neue Studie (Broderick et al. 2006), dass die Wirkung von Bt-Toxin keine reine Dosis-Wirkung-Beziehung hat, sondern u.a. durch Darmbakterien vermittelt wird.

Die negativen Auswirkungen von Bt-Mais auf Trauermückenlarven können auf zwei Wegen die weitere Nahrungskette beeinflussen: Erstens hat die veränderte Lebensdauer der Larven auch Auswirkungen auf die Raubinsekten (Predatoren), die sich von diesen Larven ernähren. Zunächst können die Raubinsekten mehr Nahrung finden, wenn die Trauermückenlarven länger bis zur Verpuppung brauchen. Langfristig können sich diese Effekte jedoch umkehren, wodurch die Bodenfruchtbarkeit grundlegend gestört werden kann (Langenbruch et al. 2006). Zu derartigen Effekten von mehrjährigem Bt-Anbau auf Nahrungsketten im Boden gibt es keine Studien.

Zweitens pflanzt sich der negative Effekt auch direkt in die Nahrungskette fort. Als die Larven von zwei räuberischen Käferarten (*Atheta coriaria* und *Poecilus cupreus*), die sich typischerweise von Trauermückenlarven ernähren, mit Trauermückenlarven gefüttert wurden, die ihrerseits mit MON810-Mais aufgezogen worden waren, kam es bei den Käferlarven zur Entwicklungsverzögerung (biosicherheit.de 2005f).

Nematoden vernachlässigt

Nematoden (Fadenwürmer) sind nach Bakterien und Pilzen die zahlenmäßig größte Organismengruppe im Boden. Sie haben nur eine geringe Mobilität, sind relativ stressanfällig und umfassen Arten mit einer Vielzahl verschiedener Ernährungsformen. Da es pflanzenfressende und zersetzende, aber auch parasitische und insektenfressende Nematoden gibt, können sie sowohl direkt als auch indirekt durch Bt-Gifte geschädigt werden (Manachini et al. 2004).

Aus verschiedenen Studien sind negative Auswirkungen des Bt-Giftes auf Nematoden bekannt (Quellen in Lang & Arndt 2005 S.62). Dennoch wird den Interaktionen zwischen Bt-Pflanzen und Nematoden wenig Aufmerksamkeit gezollt.

Verschiedene Untersuchungen haben bereits Anfang der 90er Jahre gezeigt, dass die Toxine verschiedener *Bacillus thuringiensis*-Stämme negative Effekte auf die Eier und Larven von Nematoden haben (Meadows et al. 1990, Bootjer et al. 1985, beide in Manachini et al. 2004). Bei einer längeren Persistenz bzw. einer möglichen Anreicherung von Bt-Toxinen im Boden (Tapp & Stotzky 1998), die über Erntereste und Wurzelexsudate dorthin gelangen (Saxena et al. 1999), ist ein Gefährdungspotenzial für die Nematodenfauna nicht auszuschließen (Lang & Arndt 2005).

Probleme bei der Untersuchung negativer Effekte auf Nematoden ergeben sich, weil aufgrund der großen Diversität der Ernährungsweise der Nematoden die Gesamtzahl der Nematoden wenig aussagekräftig ist. Vielmehr kommt es darauf an, die Anzahl der Nematoden in den verschiedenen Unterarten zu messen.

Nur wenige Studien widmeten sich bisher einzelnen Nematodenarten. Diese Laborstudien belegen negative Auswirkungen. Wurzelanhangserde von MON810 und Bt176 wirkt sich erheblich auf Wachstum und Reproduktionsrate der Nematode *Caenorhabditis elegans* (Lang & Arndt 2005) aus. Auch im Freiland zeigten sich bei *Caenorhabditis elegans* Effekte, insbesondere in der Wurzelanhangserde der MON810-Sorte Novelis (Manachini & Lozzia 2003).

Im Freiland waren Unterschiede in der Zusammensetzung der Nematodenpopulationen sichtbar. In einem Bt176-Feld waren einige bakterienfressende Nematodenarten nicht vorhanden, allerdings traten dort einige pilzfressende Nematoden auf, die im Kontrollfeld nicht vorkamen – ohne dass es allerdings einen Unterschied in der Gesamtzahl der Hauptnematodengruppen gab (Manachini & Lozzia 2002). Die Wissenschaftler erklären, dass "die Abnahme der bakterienfressenden Nematoden im Bt-Maisfeld durch einen direkten Effekt des Bt-Toxins auf die Nematoden verursacht sein könnte, oder durch einen indirekten Effekt auf einer anderen Ebene des Nahrungsnetzes (Bakterien, Pilze, Fressfeinde)."

Regenwürmer ausgeklammert

Regenwürmer sind wichtige und nützliche Organismen auf landwirtschaftlichen Flächen. Um so erstaunlicher ist, dass sie in der Risikoabschätzung von Bt-Mais fast vollständig unberücksichtigt bleiben. Regenwürmer zersetzen Pflanzenmaterial, tragen durch ihre Tunnel stark zur Bewegung des Bodens bei, bilden in ihren Tunnelwänden sauerstoffhaltige Nischen, die tief in den ansonsten sauerstoffarmen Boden reichen. Ihr Kot trägt zur Bodenfruchtbarkeit bei.

Dennoch gibt es nur wenige Studien (Ahl Goy et al. 1995, Saxena & Stotzky 2001a, Zwahlen et al. 2003a, Lang & Arndt 2005, Vercesi et al. 2006) zu drei verschiedenen Regenwurmarten (*Eisenia fetida*, *Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea caliginosa*). Darunter ist jedoch nur die Art, die in der neusten Studie vom Juni 2006 (Vercesi et al. 2006) untersucht wurde, für Ackerflächen relevant. Drei Arbeiten (Ahl Goy et al. 1995, Saxena & Stotzky 2001a, Lang & Arndt 2005) untersuchen vor allem die absolute Mortalitätsrate bzw. die Anzahl der Tiere.

Selbst in Studien (Ahl Goy et al. 1995), in denen sich keine akute Wirkung von Bt-Mais ausmachen ließ, war das Cry1Ab-Toxin im Darm und im Kot der Regenwürmer auffindbar. Allerdings gibt es keine weiteren Studien zu der Frage, wie sich das Bt-Gift über den Kot der Regenwürmer und die durch sie verursachten Bodenbewegungen verteilt.

Zwahlen et al. (2003a) berichten, dass die Sterberate und das Wachstum von juvenilen und adulten *L. terrestris* über 160 Tage im Großen und Ganzen nicht durch die Fütterung mit Bt-Mais beeinflusst wurde. Allerdings hatten die adulten Regenwürmer, die Bt-Maisstroh gefressen hatten, bei der letzten Messung nach 200 Tagen ein signifikant geringeres Gewicht. Diese Studie gibt damit einen wichtigen Hinweis auf mögliche langfristige oder chronische Effekte von Bt-Mais auf Regenwürmer, auch wenn es sich bei *L. terrestris*, um eine Regenwurmart handelt, die eher weniger in landwirtschaftlichen Böden verbreitet ist (Vercesi et al. 2006). Dies zeigt, dass Langzeitstudien unerlässlich sind.

Vercesi et al. (2006) untersuchten erstmals verschiedene Parameter eines vollständigen Regenwurmlebens (wie z.B. Überlebensrate, Schlupfrate, Vermehrung, Wachstum). Sie verwendeten mit *A. caliginosa*, die vermutlich am weitesten verbreitete Art in landwirtschaftlichen Böden der gemäßigten Klimazone, sowie die MON810-Sorte Monumental (Vercesi et al. 2006).

Zwar wiesen die meisten untersuchten Parameter keine negativen Veränderungen durch den Bt-Mais auf. Aber es gelang nur einer signifikant geringen Anzahl von Regenwürmern, aus ihrem Kokon zu schlüpfen. Dieser Effekt kann die Populationszahlen dieses Regenwurms in einem Bt-Maisfeld stark verringern. Das hat auch Auswirkungen auf andere Bodenorganismen, die von den vielfältigen Aktivitäten des Regenwurms abhängen.

Raubinsekten im Boden: Käferlarven

Mindestens drei neuere Studien zeigen, dass auch Bodenkäfer das Bt-Toxin aufnehmen, und dass es negative Effekte auf sie hat. In Laborstudien zeigten räuberische *Poecillus cupreus*-Larven eine signifikant erhöhte Sterberate, wenn sie mit *Spodoptera littoralis* von Bt-Maispflanzen gefüttert wurden (Meissle et al. 2005). In Deutschland fanden Büchs et al. (biosicherheit.de 2005f), dass die Entwicklung von Larven von *P. cupreus* und *Atheta coriaria* verzögert war, wenn sie mit Trauermückenlarven gefüttert wurden, die ihrerseits auf MON810-Streu aufgezogen worden waren. Zwahlen & Andow (2005) untersuchten sieben Bodenkäferarten in Feldern mit Bt-Maisresten und konnten in allen Bt-Toxin nachweisen. Dies zeigt, dass nicht nur die Bodenorganismen, die Pflanzenmaterial aufnehmen, anhaltend dem Bt-Gift ausgesetzt sind, sondern auch räuberische Bodenorganismen wie Käfer und ihre Larven (Mertens 2006).

4. Auswirkungen auf Bienen, Schmetterlinge und andere Lebewesen

Die bestehenden Labor-, Freiland- und Monitoringstudien reichen nicht aus, um Wirkungen auf Nicht-Zielorganismen auszuschließen. Vor allem indirekte Wirkungen und Langzeit-Effekte sind wenig untersucht. Dennoch nennt ein Großteil der Studien einzelne negative Effekte, die in der Regel bis dato nicht durch weitere Studien untersucht, geschweige denn widerlegt wären. Dies führt zu einer "erstaunlichen Fallzahl" (Lövei & Arpaia 2005) negativer Effekte.

Hilbeck & Schmidt (2006) kamen zu ähnlichen Ergebnissen. In ihrer sehr detaillierten Übersicht vergleichen sie diejenigen Studien, in denen negative Effekte auf Nicht-Zielorganismen dokumentiert sind. Sie kommen zu dem Schluss, dass die Beweise für negative Effekte auf Nicht-Zielorganismen schwer genug wiegen, um weitere Studien notwendig zu machen. Sie fanden auch, dass die wichtigsten Studien, mit denen geklärt werden könnte, wie Bt-Toxine in den am stärksten betroffenen Nicht-Zielorganismen wirken, noch immer nicht durchgeführt worden sind. Jüngst haben Broderick et al. (2006) gezeigt, dass noch nicht einmal für die Zielorganismen die Bt-Wirkungsweise ausreichend bekannt ist, und dass Darmbakterien eine bis dato unbekannt Rolle dabei spielen könnten. Vor diesem Hintergrund sind die Bedenken, die Lövei & Arpaia (2005) sowie Hilbeck & Schmid (2006) in ihren Übersichtsartikeln belegen, um so wichtiger zu nehmen.

Nur in den wenigsten Fällen werden im Vorwege die im (europäischen) Agrarraum vorkommenden Arten kartiert, so dass auf dieser Basis dann Testorganismen ausgewählt werden können. Dass dies nötig ist, zeigen die wenigen Studien, in denen eine solche Kartierung vorgenommen wurde: z.B.

führte eine Kartierung der Schmetterlingsfauna in einem Versuch in Deutschland zu einer Liste von 79 Arten mit unterschiedlichen Häufigkeiten und unterschiedlichem Gefährdungsgrad (Lang o.A.). In einer Kartierung von Bienen und Wespen an einem MON810-Feld fanden sich 200 Arten, von denen 39 auf der Roten Liste standen (Gathmann 2005).

Von den zahlreichen Nicht-Zielorganismengruppen sind nur wenige oder gar keine Arten untersucht worden; von den wenigen untersuchten sind wiederum die meisten nordamerikanische Arten. Erst in den letzten Jahren – also Jahre nach der Zulassung zum Anbau von MON810 und Bt176 in der EU – haben sich erstmals auch Studien mit europäischen Arten (v.a. in Deutschland) befasst.

Die Landwirtschaft und Agrarlandschaften in den USA unterscheiden sich grundlegend von denen in den europäischen Kulturräumen. Trotzdem werden bei einer Risikobewertung in Europa die ökologischen Verhältnisse in den USA zugrunde gelegt.

Lang (o.A.) gibt einen guten Überblick zu den wissenschaftlich begutachteten und publizierten Freiland-Studien. Seitdem hat sich diese Situation nicht grundlegend geändert, auch wenn weitere Studien hinzukamen, die in der Regel negative Auswirkungen zeigten.

"Diese Arbeiten sind recht divers hinsichtlich der untersuchten Tiergruppen, des Untersuchungszeitraumes, der verwendeten Maissorten, der Feldgrößen, des Stichprobenumfanges, der verwendeten Nachweismethoden, der geographischen Lage und anderes mehr, was einen direkten Vergleich dieser Studien erschwert (Orr & Landis 1997, Pilcher et al. 1997a, Lozzia 1999, Manachini 2000, Wold et al. 2001, Bourguet et al. 2002, Hassel & Shepard 2002, Jansinski & Easley 2003, Kiss et al. 2003, Mussler & Shelton 2003, Dively & Rose 2003, Mayne et al. 1997, Rathinasabapathi 2000, Volkmar & Freier 2003). Ein Großteil dieser Studien stammt aus den USA (47 Prozent), jeweils 13 Prozent (2 Publikationen) aus Frankreich, Italien, Spanien sowie nur je eine aus Ungarn und Deutschland (Volkmar & Freier 2003). Sechs Arbeiten (40 Prozent) umfassen nur eine Untersuchungsperiode von einem Jahr, acht Studien gingen über zwei Jahre (53 Prozent) und nur eine Arbeit aus Spanien lief drei Jahre. Hauptsächlich wurden Blattlaus fressende Raubathropoden untersucht, wie z.B. Marienkäfer, Florfliegen, parasitische Wespen und räuberische Wanzen." (Lang o.A.)

Inzwischen ist aber bekannt, dass das Phloem (Leitgewebe für den Transport von Nährstoffen) von Bt-Mais, das von den Blattläusen aufgenommen wird, kein Bt-Toxin enthält. Aus diesem Grund sind auch keine direkten Auswirkungen auf Blattläuse und Organismen, die sich von Blattläusen ernähren, zu erwarten. Die gesamte Ausrichtung dieser Studien erscheint somit grundsätzlich fraglich, abgesehen davon, dass es nur wenige Untersuchungen zu Europa gibt und echte Langzeitversuche fehlen.

Im Rahmen einer neuen Meta-Studie analysierten Marvier et al. (2007) Publikationen zu drei verschiedenen Typen von Bt-Pflanzen und kamen dabei zu ähnlichen Ergebnissen über die Qualität der vorliegenden Studien: "im Fall von GV-Pflanzen waren die wissenschaftlichen Analysen unzureichend. Vor allem wurden viele Experimente, mit denen die Umweltverträglichkeit von GV-Pflanzen getestet wurden, nur unzureichend oft wiederholt, sie fanden nur über kurze Zeiträume statt und/oder sie berücksichtigten nur einen Teil der möglichen Variablen." Während Marvier et al. die vorhandenen Angaben in einer Datenbank sammelten, fanden sie, dass in vielen Studien wichtige Details fehlten. Erst durch Kontaktaufnahme mit den Autoren konnten die nötigen Details geklärt werden. Marvier et al. kommen deshalb zu dem Schluss, dass "falls Zulassungsbehörden von Wissenschaftlern verlangen würden die Details ihrer Methoden und Ergebnisse in einer ähnlichen Datenbank anzugeben, dann wäre es einfach zu entdecken, wo Informationen ausgelassen wurden, und die Zulassung einer pestizidbildenden Pflanze auszusetzen, bis vollständige Daten vorliegen." (Marvier et al. 2007).

Marvier et al. (2007) kommen zu dem Schluss, dass weniger Nicht-Zielorganismen in Bt-Feldern vorkommen als in Feldern ohne Insektizidbehandlung. Das Spraysen von Insektiziden wiederum hatte mehr schädliche Effekte auf Nicht-Zielorganismen als Bt-Pflanzen. Die AutorInnen relativieren

dies, indem sie zu bedenken geben, dass in einem Großteil des Maisanbaus der Pestizideinsatz gesetzlich beschränkt ist (Marvier et al. 2007; vergleiche hierzu auch S. 25). In Deutschland werden im Maisanbau nur in äußerst geringem Umfang Insektizide eingesetzt (Schätzungsweise nur etwa zwei Prozent der Maisanbaufläche).

Schmetterlinge

Schmetterlinge (Lepidoptera) sind eine wichtige Gruppe der Nicht-Zielorganismen, da der Maiszünsler als Maisschädling ebenfalls ein Schmetterling ist, und das Bt-Gift Cry1Ab grundsätzlich gegen Lepidoptera wirkt.

Der Großteil der Studien, welche die Wirkungen von Bt-Toxin auf Schmetterlinge und Schmetterlingslarven erforschten, beschäftigte sich mit dem Monarchfalter in den USA. Erste Studien zu Europa identifizierten Schmetterlinge, die in und am Maisfeld vorkommen, darunter eine Anzahl von Arten, die auf der Roten Liste standen. Diese Arbeiten zeigen, dass Arten wie Tagpfauenauge und Schwalbenschwanz bereits durch geringe Mengen Bt-Toxin lethal und/oder sublethal geschädigt werden können (Felke & Langenbruch 2003, 2004, 2005).

Für wichtige Langzeitstudien wie das Monitoring von Schmetterlingslarven in und an Bt-Maisfeldern fehlte bisher das Geld.

"Nach dem derzeitigen Kenntnisstand ist es nicht möglich vorherzusagen, ob einzelne Schmetterlingsarten auf Art-Ebene durch den Anbau von transgenem Bt-Mais gefährdet sein können. Zumindest auf Populationsebene sind negative Effekte allerdings nicht auszuschließen. Einheimische Schmetterlinge sind durch eine ganze Reihe anthropogener Einflüsse bedroht. Die größte Bedrohung geht aber von Habitatszerstörung aus. Der Anbau von Bt-Mais-Sorten stellt eine zusätzliche Gefahrenquelle dar, deren Auswirkungen auf zahlreiche Arten noch nicht geklärt sind. [...] Ein negativer Effekt des Pollen von Bt-Mais auf Schmetterlingslarven dürfte [...] v.a. dort zu erwarten sein, wo ein relativ großes Maisfeld an ein wesentlich kleineres Schmetterlingshabitat wie z.B. eine Hecke oder einen Randstreifen angrenzt. [...] Vor allem Populationen solcher Arten müssen in ihrem Bestand als potenziell gefährdet gelten, deren Larvalhabitate hauptsächlich Wiesen oder andere Bereiche der Agrarlandschaft sind und die als regional gefährdet eingeschätzt werden. Insbesondere bei nur lückenhaft verbreiteten Arten kann die Schädigung einzelner Populationen Einfluss auf den Gesamtbestand einer bestimmten Region haben." (Felke & Langenbruch 2005)

In den USA stand bisher vor allem der Monarchfalter (*Danaus plexippus*) im Fokus der Untersuchungen. Es ist inzwischen mehrfach belegt, dass die Raupen des Monarchfalters vom Anbau des Bt-Mais und seines Pollen betroffen sein können. Dieses Phänomen fiel Ende der 90er Jahre mehr zufällig auf (Losey 1999). "Interessanterweise handelte es sich hierbei um die Maishybride N4640 der Linie Bt11. Von dieser Linie ist bekannt, dass der Pollen weitaus weniger Toxin enthält als der Pollen der Linie Bt176." (Felke & Langenbruch 2005)

Inzwischen ist belegt, dass der Monarchfalter zwar nicht immer unbedingt von einer akuten Toxizität von Bt-Pollen betroffen ist. In langfristigen Versuchen aber registrierte man deutlich negative Effekte auf die Raupen des Schmetterlings (Dively et al. 2004). Auch in diesem Versuch handelte es sich mit MON810 und Bt11 um Bt-Mais, der im Pollen weitaus geringere Bt-Konzentrationen hat als Bt176. Vor der Studie von Dively war man deswegen fälschlicherweise davon ausgegangen, dass man bei MON810 kaum mit Auswirkungen auf Schmetterlingsraupen zu rechnen habe.

Studien mit europäischen Schmetterlingen

Wissenschaftler bestimmten für eine Studie in Deutschland (Felke & Langenbruch 2005) 26 tag- und 53 nachtaktive Schmetterlingsarten in der unmittelbaren Nähe eines Bt-Maisfeldes. Ihren Angaben zufolge kann für 33 der aufgelisteten Arten das Gefährdungsrisiko zur Zeit nicht genau abgeschätzt

werden, da nicht bekannt ist, wie empfindlich die Larven gegenüber dem Cry1AbToxin sind. All diese Arten sind Eulenfalter, sie gehören zur Familie der Nachtfalter.

Für 16 weitere Arten wird ein minimales Gefährdungsrisiko angenommen, da es sich um eine häufig anzutreffende Spezies mit großräumiger Verbreitung handelt. 23 Arten werden als leicht gefährdet eingestuft, da sie nicht flächendeckend verbreitet sind; ihre Populationsdichte ist deutlich niedriger als in der Gruppe der genannten 16 Arten. Fünf Schmetterlingsarten, die in vielen Gebieten nur sporadisch vorkommen, gelten als stark gefährdet. Dabei handelt es sich um Arten, deren Populationen zurückgehen oder die – zumindest in bestimmten Bundesländern – in ihrem Bestand bedroht sind (Felke & Langenbruch 2005).

Hilbeck & Meier (2006) zeigten, dass es möglich ist, Schmetterlingsarten zu identifizieren, die durch Bt-Maisanbau betroffen sind und als Indikatorarten genutzt werden könnten. Eine der von ihnen identifizierten Art ist der Kleine Perlmutterfalter (*Issoria lathonia*) der auch von Lang (o.A.) angegeben wird.

Ein Labor-Versuch mit sieben in Deutschland heimischen Schmetterlingsarten zeigt, dass die Raupen von sechs Arten gegenüber dem Bt-Gift in Pollen von Bt176-Mais empfindlich reagierten. Wenn dieser Pollen auf ihren Futterpflanzen lag, nahmen sie weniger Nahrung auf und legten weniger Gewicht zu; auch war eine erhöhte Sterblichkeitsrate zu verzeichnen (Felke & Langenbruch 2005).

In einem weiteren Teil des Versuchs ermittelten die Forscher genauer, wie empfindlich die einzelnen Schmetterlingsarten reagierten. Dabei stellten sie große Unterschiede fest. Sie bestimmten die sogenannten LD₅₀-Werte, d.h. die Menge an Bt-Toxin, bei deren einmaligem Verzehr die Hälfte aller Raupen sterben. Drei der Arten (Tagpfauenauge, Kleiner Fuchs und Kleiner Kohlweisling) waren genauso empfindlich wie der Maiszünsler, den der Bt-Mais abtöten soll. Die Kohlmotte reagierte sogar noch empfindlicher (Felke & Langenbruch 2005). In einer weiteren Studie wurde auch für den Schwalbenschwanz eine hohe Empfindlichkeit festgestellt (Lang & Vojtech 2006).

| Art | | LD ₅₀ |
|----------------------|----------------------------|-----------------------|
| | | [Anzahl Pollenkörner] |
| Kohlmotte | <i>Plutella xylostella</i> | 8 |
| Schwalbenschwanz | <i>Papilio machaon</i> | 14 |
| Maiszünsler | <i>Ostrinia nubilalis</i> | 32 |
| Kleiner Fuchs | <i>Aglais urticae</i> | 32 |
| Tagpfauenauge | <i>Inachis io</i> | 37 |
| Kleiner Kohlweisling | <i>Pieris rapae</i> | 39 |

Tabelle 1: LD₅₀-Wert für Bt176-Pollen für in Deutschland heimische Schmetterlinge. Der LD₅₀-Wert bezeichnet diejenige Menge, bei deren einmaliger Gabe 50% der Versuchstiere sterben. (Nach Felke & Langenbruch 2005, Lang & Vojtech 2006)

Schon unterhalb der LD₅₀ Grenze sind u.a. bei Tagpfauenauge und Kohlmotte deutliche Entwicklungsstörungen messbar (Felke et al. 2002). Der Verzehr von Bt-Pollen machte Raupen lethargisch. So blieben sie auf der Blattoberseite, statt von der Unterseite zu fressen. Dadurch können sich die Raupen schlechter vor Fressfeinden verstecken (Felke et al. 2002). Selbst geringfügige, nicht-tödliche Wirkungen des Bt-Pollens können es mit sich bringen, dass die Schmetterlingspuppen oder ge-

schlüpften Schmetterlinge weniger Gewicht haben; aus diesem Grund legen sie weniger Eier und sterben früher (Dolezel et al. 2005 S.16).

Dabei ist zu berücksichtigen, dass Schmetterlingsraupen im Laborversuch in der Regel unter optimalen Bedingungen gehalten werden. Die Raupen sind keinen weiteren Stressfaktoren wie in der Natur ausgesetzt (Agrochemikalien, Parasiten, Wetterbedingungen, suboptimale Ernährung durch Mangel an spezifischen Nahrungspflanzen etc). Im Freiland kommt Bt-Mais als zusätzlicher Stressfaktor für die ohnehin schon bedrohten Schmetterlingsarten hinzu.

Die Befunde im Labor scheinen sich zumindest teilweise auf das Freiland übertragen zu lassen: "M. Felke und G.A. Langenbruch haben neben ihren Laborexperimenten auch Freilandexperimente mit Larven des Tagpfauenauges und Bt176-Mais durchgeführt. Diese unveröffentlichten Arbeiten zeigten, dass auch unter Freilandbedingungen der Pollenflug von Bt176-Mais negative Effekte auf Tagpfauenaugen-Raupen hat." (Lang & Arndt 2005)

Felke & Langenbruch (2005) berechneten anhand ihrer LD₅₀-Werte exemplarisch, in welchem Abstand vom Feldrand die Schmetterlingsraupen geschädigt werden können: "Wenn man eine Sicherheitsschwelle um den Faktor 100 einrechnet, so würde dies für die Kohlmotte (*Plutella xylostella*) bedeuten, dass die Larven maximal einer Pollenmenge von 0,08 Pollenkörnern ausgesetzt werden dürften. In einer Entfernung von 32 Metern zum Rand eines blühenden Maisfeldes wurden pro Quadratzentimeter durchschnittlich 3 bis 5 Pollenkörner gezählt. Der Maximalwert lag hier bei 34. Dies bedeutet, dass negative Effekte auf Arten, die ähnlich empfindlich reagieren wie die Kohlmotte, in einem Umkreis von 32 Metern von Bt176-Maisfeldern nicht auszuschließen sind. Dies trifft auch auf neonate Larven von Tagpfauenauge und Kleiner Fuchs zu." (Felke & Langenbruch 2005).

Es gibt keine EU-Vorschriften, wonach bei Bt-Mais ein Sicherheitsabstand zu den Lebensräumen von Schmetterlingen oder anderen geschützten Tierarten eingehalten werden müsste.

Blattläuse

Die Auswirkung von Bt-Mais auf Blattläuse ist mehrfach untersucht worden. Besondere Effekte sind nicht festgestellt worden (Manachini et al. 1999, Vidal o.A., biosicherheit.de 2005d). Das Fehlen solcher Effekte wird häufig als Beleg dafür benutzt, dass es im Allgemeinen keine negativen Auswirkungen auf Nicht-Zielorganismen gibt. Eine spätere Studie (Raps et al. 2001) hat jedoch belegt, dass das Phloem, von dem sich die Blattläuse ernähren, gar kein Bt-Toxin enthält.

Anhand von Blattläusen wurden ebenfalls die Auswirkungen auf Fressfeinde von Maisschädlingen wie Florfliegen (*Chrysoperla carnae*; Manachini et al. 1999) untersucht, ohne dass negative Effekte auf die Entwicklung oder die Sterberate von *C. carnae* zu verzeichnen gewesen wären (Vidal o.A., biosicherheit.de 2005d). Das ist nicht erstaunlich, da im Phloem von Bt-Mais, dem Nahrungsmedium der Blattläuse, kein Bt-Toxin enthalten ist. (In anderen Bt-Pflanzen mit anderen Promotoren, wie z.B. in Bt-Baumwolle, kann jedoch auch Bt-Toxin in Phloem gefunden werden; Bernal et al. 2001.)

Bienen zeigen Probleme in der Forschung auf

Für Zulassungsanträge werden in der Regel Fütterungsversuche mit Bienenlarven unter unrealistischen Bedingungen durchgeführt, die nicht den wissenschaftlichen Anforderungen genügen. Für den Zulassungsantrag von 1507-Mais beispielsweise wurden Bienenlarven einmal mit Bt-Maispollen gefüttert und dann ihre akute Mortalität gemessen. Die meisten der wenigen wissenschaftlichen Studien zu Bienen und Bt-Mais verzeichneten keine Auswirkungen. Dies wird vor allem mit Besonderheiten der Bienen-Ernährung erklärt.

Im Freilandversuch kommen Kaatz et al. (biosicherheit.de 2005i) zu einem differenzierten Ergebnis. Während generell eine chronische toxische Wirkung von Bt-Mais (Bt176 und MON810) auf Honigbienenvölker, die mit Antibiotika behandelt worden waren, nicht nachgewiesen werden konnte, zeigte sich ein signifikanter negativer Effekt bei Bienen, die durch andere Einflüsse geschwächt sind.

"Im ersten Jahr waren die Bienenvölker zufällig mit Parasiten (Mikrosporidien) befallen. Dieser Befall führte bei den Bt-gefütterten Völkern ebenso wie bei den Völkern, die mit Pollen ohne Bt-Toxin gefüttert wurden, zu einer Abnahme der Zahl an Bienen und in deren Folge zu einer verringerten Brutaufzucht. Der Versuch wurde daher frühzeitig abgebrochen. Dieser Effekt war bei den Bt-gefütterten Völkern wesentlich stärker. (Die signifikanten Unterschiede sprechen für eine Wechselwirkung von Toxin und Pathogen auf die Epithelzellen des Darms der Honigbiene. Der zugrunde liegende Wirkungsmechanismus ist unbekannt.)" (biosicherheit.de 2005i)

Im zweiten Jahr der Studie wurden die Bienenvölker vorsorglich mit Antibiotika behandelt, um einem Parasitenbefall vorzubeugen. In diesem Jahr konnten keine Effekte beobachtet werden: "Generell konnte eine chronisch toxische Wirkung von Bt-Mais der Sorten Bt176 und Mon810 auf gesunde Honigbienenvölker nicht nachgewiesen werden." (biosicherheit.de 2005i). Leider ist bis dato kein wissenschaftlicher Artikel zu dieser Studie erschienen, stattdessen liegt nur die Zusammenfassung von biosicherheit.de öffentlich zugänglich vor. Auf der Webseite werden die Ergebnisse durch den Projektkoordinator noch weiter vereinfacht dargestellt als "Bt-Mais hatte keinen schädlichen Einfluss auf Bienen" (Schuphan 2006) – eine solche vereinfachte Schlussfolgerung kann aus den Ergebnissen dieser Studie allerdings nicht gezogen werden (Lorch 2007).

Eine neuere wissenschaftliche Studie (Broderick et al. 2006) zeigt, dass die Aktivität von Darmbakterien generell unerlässlich ist für die toxische Wirkung von Bt. Bei dem Versuch, einem möglichen Parasitenbefall durch Antibiotikabehandlung vorzubeugen, sind so möglicherweise auch die normalerweise im Darm vorkommenden Darmbakterien beseitigt worden. In diesem Fall handelt es sich also nicht um "gesunde Bienen", sondern um Bienen ohne ihre natürliche Darmflora und ohne einen normalerweise vorkommenden natürlichen Faktor der Wirkungsweise des Bt-Toxins.

Diese Beobachtung zeigt drei wichtige Forschungsprobleme auf: Zum einen werden Studien, vor allem Laborstudien, mit gesunden Versuchsorganismen isoliert von weiteren äußeren Einflüssen durchgeführt. Wenn aber die Wirkungsweise eines Gifts unbekannt ist, dann können künstliche Laborbedingungen für eine standardisierte Versuchsdurchführung dazu führen, dass ein wichtiger Faktor unbeabsichtigt verändert wird – so wie in diesem Fall die mögliche Beseitigung der Darmbakterien, die bis dato nicht als relevant erachtet worden waren. Während einerseits ein beschränktes Versuchsdesign wichtig sein kann, um vergleichbare Daten zu erhalten, wird andererseits die Tatsache vernachlässigt, dass durch den Anbau von GV-Pflanzen die Nicht-Zielorganismen genau solchen, möglicherweise kumulativen Faktoren ausgesetzt sind.

Selbst wenn die zusätzlichen Faktoren untersucht würden, ist dies abhängig davon, ob die jeweiligen Organismen und ihre Krankheitserreger im Labor gezüchtet und gehalten werden können. Im Rahmen der Bienenstudie von Kaatz (biosicherheit.de 2005i) war es zum Beispiel nicht möglich, den Parasitenbefall unter kontrollierten Bedingungen zu wiederholen und zu studieren, da sich die Parasiten nicht züchten ließen.

Mit den Erkenntnissen von Broderick et al. (2006), ist die Sichtweise, dass Bt-Toxine keinen schädlichen Einfluss auf Bienen haben, nicht mehr haltbar, denn diese Einschätzung beruht auf einer falschen Vorstellung von der Wirkungsweise des Bt-Toxins.

Spinnen: Stiefkind der Forschung

Bis heute gibt es lediglich eine Handvoll Studien, die sich mit möglichen Auswirkungen von Bt-Mais auf Spinnen beschäftigen. (Details zu den Studien finden sich bei Lang o.A.) Bt-Mais scheint aufgrund mehrerer Faktoren Radnetzspinnen zu bedrohen. Sie nehmen das Bt-Gift entweder direkt in Form von Pollen (z.B. durch Netzrecycling) oder indirekt durch Beutetiere (Lang o.A.) auf. Eine Langzeitstudie gibt Hinweise auf negative Auswirkungen von Bt-Pollen auf Radnetzspinnen (Lang o.A., Ludy & Lang 2006). Laut Angaben der Autoren handelt es sich dabei möglicherweise um indirekte Effekte, verursacht durch eine reduzierte Anzahl oder schlechtere Nahrungsqualität der Beutetiere. Ähnliches wurde bereits für indirekte Effekte von Bt-Mais auf Florfliegen formuliert (Hilbeck et al. 1998a,b; Hilbeck et al. 1999, Dutton et al. 2003a).

Spinnen kommen im Maisfeld häufiger als erwartet vor. Lang (o.A.) machte in einer Spinnenkartierung am Anfang einer Freilandstudie 50 Arten im Feld und am Feldrand aus, von denen zwei auf der Roten Liste standen.

Nach Aussagen von Ludy & Lang (2006) ist die Exposition von Radnetzspinnen mit Maispollen möglicherweise sehr hoch, aber auch sehr variabel. Im Maisfeld selbst ist die Exposition mit Werten von bis zu 6.900 Pollenkörnern in einem Netz deutlich höher als am Rand.

Im Laborversuch nahmen 65 Prozent der Netzspinnen Bt-Toxin über Pollen im Netz auf (Volkmar & Freier 2003), wenn auch nur in geringen Mengen. Ein Monitoring (Lang o.A.) wies für mehr als sieben Prozent aller Spinnen, die im Bt-Maisfeld gefangen wurden, eine Belastung mit Cry1Ab-Toxin nach. Dies ist ein Hinweis für eine langfristige Exposition. Ludy & Lang (2006) stellen zwar fest, dass in ihrem Versuch das Bt-Toxin auf die getesteten Radnetzspinnen keinen (großen) negativen Effekt zu haben scheint. Sie geben aber zu berücksichtigen, "dass der Stichprobenumfang teilweise relativ gering war und dadurch möglicherweise vorhandene Bt-Effekte statistisch nicht abgesichert werden konnten" (Ludy & Lang 2006).

Unter bestimmten Bedingungen hatte der Bt-Mais sogar einen positiven Effekt auf die Spinnen: Im Jahr 2003 wurde in Bt176-Maisfeldern eine größere Anzahl Spinnen gemessen (Lang o.A.). Der Grund liegt allerdings in der unbeabsichtigten Veränderung des Stoffwechsels der Gen-Maispflanzen (Saxena & Stotzky 2001b, Magg et al. 2001, Hassel & Shepard 2002). Aus ungeklärten Gründen blieben beim Bt-Mais bei Trockenheit die Blätter länger grün (Lang o.A.). Dieser Effekt wirft allerdings weitere Fragen auf, denn er zeigt, dass der Stoffwechsel durch die gentechnische Veränderung der Pflanzen wesentlich stärker verändert wird als beabsichtigt. Weitere Hinweise auf dieses Phänomen sind ein erhöhter Anteil an Holzfasern (Lignin, siehe unten).

Florfliegen: Studienergebnisse hängen von den gestellten Fragen ab

Eine erste Studie 1998 (Hilbeck et al. 1998a,b) zeigte, dass die räuberische Larve der Florfliege (*Chrysoperla carnae*) negativ beeinträchtigt wird, wenn sie mit Bt-Gift gefütterte *Spodoptera littoralis*-Larven (ein Maisschädling) frisst. Seitdem ist die Florfliege der am meisten untersuchte Nicht-Zielorganismus bei Bt-Pflanzen (mit Ausnahme anderer Schmetterlingsarten), bis heute wurden sechs Studien durchgeführt. Diese Studien werden häufig als sich widersprechend beschrieben, aber eine detaillierte Übersichtsstudie von Hilbeck & Schmidt (2006) kommt zu dem Ergebnis, dass sich die Unterschiede durch die Unterschiede im Versuchsaufbau und den zugrunde liegenden Fragestellungen erklären lassen. Die Analyse kommt zu dem Schluss, dass die sechs Studien bestätigen, dass komplexe Interaktionen zu den Beeinträchtigungen der Florfliegenlarven führen:

"Diese [Interaktionen] könnten andere Wirkungsweisen des Bt-Toxins und seiner Abbauprodukte einschließen, sowie eine veränderte Chemie der Bt-Toxine, wenn sie zum einen von Pflanzen gebildet werden und zum anderen den Darm eines pflanzenfressenden Beutetiers passiert haben, einschließlich einem der folgenden Faktoren: a) veränderte Nahrungsqualität der Beute, b) Toxizität des Bt-Toxins oder seiner Abbauprodukte, c) Toxizität von natürlichen pflanzlichen Inhaltsstoffen, die mit dem Bt-Toxin und/oder seinen Abbauprodukten interagieren." (Hilbeck & Schmidt 2006).

Nützliche Insekten: Opfer von Bt-Mais

Die Schlupfwespe *Trichogramma brassicae* ist ein natürlicher Feind des Maiszünslers. Sie legt ihre Eier in seine Larven und wird deswegen auch gezielt in der biologischen Schädlingsbekämpfung eingesetzt.

Natürlich vorkommende Schlupfwespen sind durch den Anbau von Bt-Mais bedroht. Wenn sie ihre Eier in Maiszünslarven auf Bt-Mais legen, schlüpfen wesentlich weniger Tiere als auf normalen Feldern (Manachini & Lozzia 2004). Zudem hat die Schlupfwespe auf Bt-Feldern weniger Beute.

Es besteht die Gefahr, dass in Regionen mit intensivem Bt-Maisanbau natürliche Feinde des Maiszünslers wie die Schlupfwespe (regional) stark dezimiert werden. Spezialisierte natürliche Feinde können sogar stärker bedroht sein als die Schädlinge selber, da sie sich nur auf Feldern vermehren können, auf denen der Schädling vorkommt. Der regionale Verlust von spezialisierten natürlichen Feinden könnte dazu führen, dass auf anderen konventionellen Maisfeldern der Schädlingsbefall zunimmt (Sisterson & Tabashnik 2005).

Den Schlupfwespen droht auch noch von anderer Seite Gefahr, denn sie ernähren sich auch von Maispollen. Aufgrund ihrer geringen Körpergröße könnte ihnen das Bt-Gift besonders gefährlich werden. Dies konnte allerdings noch nicht nachgewiesen werden. Im Laborversuch wurden keine negativen Effekte von Bt-Pollen auf die Lebensdauer der Weibchen oder ihrer lebenslangen Eiablageleistungen festgestellt (Langenbruch et al. 2006).

Ein weiterer Feind des Maiszünslers ist die Florfliege (*Chrysoperla carnae*; siehe auch S. 20). Fressen ihre Larven andere Raupen, die sich von Bt-Mais ernährt haben, wird ihre Entwicklung erheblich gestört (Hilbeck et al. 1998a, Hilbeck et al. 1998b). Dies ist ein weiteres Beispiel dafür, dass sich das Gift des Bt-Maises auf mehrere Ebenen der Nahrungskette auswirken kann.

5. Grundlegende Informationen fehlen

Die Bt-Konzentrationen verschiedener Pflanzenteile, eines Pflanzenteils zu verschiedenen Zeitpunkten in der Saison und der verschiedenen Sorten mit der gleichen gentechnischen Veränderung sind unterschiedlich. Sogar verschiedene Teile eines Blatts können unterschiedlich viel Bt-Gift enthalten. Umfassende Studien zu diesem Thema fehlen.

Häufig werden in Studien Bt-Pflanzenmaterialien benutzt, ohne dass ihr Bt-Gehalt bestimmt worden wäre. Dadurch sind diese Studien nicht vergleichbar oder es bleibt unklar, ob sie reale Bedingungen beschreiben.

Obwohl bekannt ist, dass der Toxin-Gehalt in Bt-Mais stark schwankt (Felke & Langenbruch 2005), wurden (und werden) in EU-Zulassungsanträgen die Bt-Konzentrationen in verschiedenen Pflanzengeweben in der Regel nicht im Detail aufgelistet.

Daten zur Bt-Toxinausscheidung aus Wurzeln oder zum Bt-Gehalt in der Wurzelanhangserde von Bt-Mais werden für Zulassungsanträge nicht erhoben, obwohl diese Daten zur Risikoabschätzung für Bodenorganismen wichtig sind.

Nicht untersucht werden auch die Unterschiede zwischen den einzelnen Sorten, in die das Bt-Gen eingebaut wird, obwohl belegt ist, dass die Konzentration des Giftes je nach Sorte schwanken kann (Nguyen 2004).

Giftgehalt hängt ab von Sorte, Wachstum, Umwelt und Klima

Die Bt-Bildung schwankt sowohl saisonal als auch unter den Pflanzenteilen und kann von Umweltfaktoren beeinflusst werden. Die Schwankungen sind in diversen Pflanzenteilen unterschiedlich stark ausgeprägt. Daten aus anderen klimatischen Regionen oder von anderen Sorten sind damit nicht für eine Umweltverträglichkeitsprüfung übertragbar.

Die Schwankungen der Bt-Bildung sind seit mehr als zehn Jahren bekannt, aber den Gründen dafür wird nicht systematisch nachgegangen. Es gibt keine publizierten Studien, in denen systematisch die Auswirkungen von äußeren Einflüssen (Klima, Boden, Stress) auf Bt-Pflanzen untersucht werden.

Eine Reihe von Studien zeigt, dass junge und alte Bt-Maispflanzen unterschiedlich viel Bt-Toxin bilden (Fearing et al. 1997, Dutton et al. 2004a). Eine aktuelle Arbeit aus Deutschland belegt diese Schwankungen. Nach Angaben von Nguyen & Jehle (biosicherheit.de 2005b) "schwanken die Toxingehalte sowohl saisonal als auch zwischen den Pflanzenteilen" und "das Monitoring der Cry1Ab-Bildung zeigte, dass die Cry1Ab-Gehalte stark zwischen den verschiedenen einzelnen Pflanzen

schwankten" (Nguyen & Jehle 2007). Die gemessenen Toxingehalte "unterschieden sich z.T. erheblich von jenen, die aus entsprechenden Versuchen in den Vereinigten Staaten bekannt sind, konnten aber in der Tendenz bestätigt werden. Dieser Befund unterstreicht die Bedeutung dieser Untersuchungen unter den hiesigen klimatischen Bedingungen und mit hiesigen Sorten." (biosicherheit.de 2005b).

Auch innerhalb eines Blatts gibt es Unterschiede (Abel & Adamczyk 2004). Nguyen & Jehle (2007) beobachteten eine Zunahme der Bt-Konzentrationen in Blättern während der Wachstumsphase. Bei einer Bestimmung von Bt-Gehalten verschiedener Blätter von Bt11-Pflanzen fanden Dutton et al. (2005), dass die jüngsten Blätter die größten Schwankungen aufwiesen – mit dem höchsten Wert in der Blattspitze und geringeren Werten in der Wachstumsregion des Blattes (nahe des Stängels). Im Gegensatz dazu waren die Bt-Gehalte in älteren Blättern wesentlich konstanter. Ähnliche Ergebnisse fanden Dutton et al. (2004a) auch bei MON810 unter verschiedenen Bedingungen im Gewächshaus und im Freiland. Junge Pflanzen enthielten dabei etwa doppelt so viel Bt-Toxin wie ältere.

Der Bt-Gehalt innerhalb einer Pflanze differiert je nach Pflanzenteil. Bei MON810 ist der Bt-Gehalt in den Blättern am höchsten und in den Körnern am niedrigsten (Nguyen & Jehle 2007). In MON810-Blättern ist der Bt-Gehalt etwa vier- bis siebenmal höher als in den Wurzeln (Mendelsohn 2003, Nguyen 2004, Baumgarte & Tebbe 2005). In Bt176-Pflanzen dagegen sind hohe Bt-Gehalte vor allem in Pollen und Blättern zu verzeichnen (Fearing et al. 1997).

Sowohl in Bt176 als auch MON810 weisen die Körner sehr niedrige Bt-Gehalte auf (Nguyen & Jehle 2007). Fütterungsversuche, welche die möglichen negativen Effekte auf Säugetiere und Vögel untersuchen, werden in der Regel mit Kolben bzw. Körnern gemacht. Da die Bt-Gehalte in Maiskolben deutlich geringer sind als in Blättern, lassen sich solche Studien nicht auf Tiere übertragen, die auch andere Pflanzenteile fressen.

Burns & Abel (2003) haben entdeckt, dass eine geringere Menge Stickstoff die Bt-Gehalte im Blattgewebe reduzierte; ausreichende Stickstoffmengen sind im frühen Wachstum der Pflanzen essenziell für die Bt-Bildung der Pflanze. Auch Dutton et al. (2004a) fanden heraus, dass doppelt so hohe Bt-Gehalte bei jungen MON810-Pflanzen mit höheren Stickstoffwerten einhergingen. Sie vermuten aber, dass Temperaturunterschiede entweder die Bt-Bildung schwächen oder sogar ganz verhindern. Ein solches "gene silencing" unter extremen Bedingungen und vor allem unter Hitze-stress wird bereits seit längerem für verschiedene GV-Pflanzen diskutiert.

Abel & Adamczyk (2004) untersuchten den Bt-Gehalt an verschiedenen Stellen eines Maisblatts. Sie fanden signifikant weniger Bt-Gift in den weißlich-gelben Blattteilen als in den grünen. Ihre Ergebnisse belegen, dass Blattteile mit wenig Chlorophyll und geringerer Photosyntheseaktivität weniger Bt-Gift bilden (Abel & Adamczyk 2004).

Da die Photosyntheseaktivität einer Pflanze durch verschiedene Umweltfaktoren wie Temperatur, Wasser und Licht beeinflusst wird, haben diese Faktoren natürlich auch einen Einfluss auf die Bt-Bildung. Gemessene Bt-Werte können daher nicht für den Anbau unter verschiedenen Umwelt- und Klimabedingungen verallgemeinert werden.

Hinweise auf die Auswirkungen von Umweltfaktoren und klimatischen Bedingungen auf die Bt-Bildung liefern auch Messungen, bei denen unterschiedliche Bt-Konzentrationen in verschiedenen Jahren oder an verschiedenen Standorten festgestellt werden. Selbst an Standorten innerhalb Deutschlands können die Unterschiede im Bt-Gehalt um fast 50 Prozent variieren (Nguyen & Jehle 2007, biosicherheit.de 2005b). Im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts "Sicherheitsforschung und Monitoring zum Anbau von Bt-Mais 2001-2004" wurden Proben von MON810- und Bt176-Mais der verschiedenen beteiligten Teilprojekte ausgewertet. An zwei verschiedenen Standorten in Deutschland (in Bonn und Halle) zeigten sich deutliche Unterschiede. "Die Toxinmengen lagen an dem einen Standort in fast allen Entwicklungsstadien während der drei Versuchsjahre ungefähr 6-49% über denen des anderen Standorts." (Nguyen 2004).

Beim Vergleich von zwei aufeinanderfolgenden Jahren können die Unterschiede noch höher sein, wie zwei Beispiele aus dem Gesamtprojekt zeigen. Büchs (biosicherheit.de 2005f) maß Bt-Toxingehalte von MON810-Maisstreu, die 2,5mal so hoch waren wie im Vorjahr. Solche Unterschiede können erheblichen Einfluss auf Studien zu Nicht-Zielorganismen oder zu Fragen der Bt-Persistenz im Boden haben.

Ein Teil der Bt-Pflanzen bildet gar kein Bt-Gift. Nach Firmenangaben von Monsanto betrifft dies bis zu zwei Prozent der Bt-Pflanzen in einem Feld (N. Mülleder; Monsanto Agrar Deutschland GmbH; Pers. Kommunikation in Magg et al. 2001). Greenpeace nahm 2006 Pflanzenproben von kommerziellen MON810-Feldern in Deutschland und Spanien und fand sehr starke Schwankungen in der Bt-Konzentration zwischen den Pflanzen, die am selben Tag und auf dem selben Feld gesammelt wurden. Darunter waren auch Pflanzen, in denen kein Bt-Toxin nachgewiesen werden konnte, sowie viele Pflanzen mit sehr geringen Bt-Konzentrationen (Greenpeace 2007; siehe auch Annex 1).

Pollen: Mehr Gift als erwartet

Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass die Bt-Gehalte in Pollen von Bt176-Pflanzen deutlich höher sind als in Pollen von Bt11- oder MON810 Pflanzen (Felke & Langenbruch 2005). Allerdings kann die Bt-Toxinbildung zwischen den einzelnen Sorten sehr unterschiedlich sein (Nguyen 2004).

Der Bt-Gehalt in MON810-Pollen wird in der Regel als sehr niedrig angegeben (z.B. 0,09 µg/g 15 Pollen, Stanley-Horn et al. 2001). Die Werte im deutschen Freiland sind deutlich höher. Nguyen et al. (2002) fanden Bt-Gehalte in Pollen, die mit 0,32-6,6 µg/g fast so hoch lagen wie der Bt-Gehalt von Bt176 Pollen (7,1 µg/g, Stanley-Horn et al. 2002). Die starken Schwankungen der Bt-Giftbildung im Pollen von MON810-Mais können sowohl auf abiotische Faktoren als auch auf Unterschiede zwischen verschiedenen Maissorten zurückzuführen sein.

Felke & Langenbruch (2005) schließen daraus: "Weitere Biotests mit Pollen von MON810-Mais sollten demnach unbedingt noch folgen. Hierbei sollte geklärt werden, ob die verschiedenen MON810-Sorten unterschiedlich hohe Toxin-Konzentrationen im Pollen zeigen und ob es zwischen sortengleichen Pflanzen individuelle Unterschiede in der Toxinexpression gibt."

Cry1Ab: Gift ist nicht gleich Gift

Die Auswirkungen von einer Bt-Maissorte lassen sich nicht ohne Weiteres auf einen anderen Bt-Mais übertragen, da die Bt-Bildung unterschiedlich reguliert wird. Außerdem unterscheiden sich die Bt-Toxine (Cry1Ab) in den diversen Bt-Pflanzen. Geringere (absolute) Bt-Gehalte sind nicht notwendigerweise mit geringeren Wirkungen gleichzusetzen.

Verschiedene Bt-Maispflanzen (MON810, Bt176, Bt11 etc.) verwenden unterschiedliche Promotoren, um Bt-Proteine in den Pflanzenzellen zu bilden. Es ist bekannt, dass verschiedene Promotoren die Bt-Bildung in den verschiedenen Pflanzengeweben (z.B. Pollen, Wurzeln oder Phloem) unterschiedlich stark anregen (Dutton et al. 2003b), aber wie z.B. der Review von Andow & Hilbeck (2004) aufzeigt: es fehlt an Sicherheitsforschung zu diesem Thema.

Die Bt-Toxine der verschiedenen Bt-Maispflanzen sind nicht identisch, auch wenn sie alle als Cry1Ab bezeichnet werden. Zuerst unterscheidet sich das natürliche Bt-Gift, das in dem Bakterium *Bacillus thuringiensis* gebildet wird, grundlegend vom Bt-Gift aller Bt-Pflanzen. Das natürliche Bt-Protein ist viel größer, liegt im Spray in kristalliner Form vor und entfaltet seine toxische Wirkung erst, wenn es im Darm von Insekten durch Enzyme abgebaut wird. Allerdings haben nicht alle Insekten das passende Enzym.

Das natürliche Bt-Protein, wie es im biologischen Landbau verwendet wird, ist also in erster Linie ungiftig. Es wird erst zum Gift, wenn es durch ein Insekt aufgenommen wird. Im Darm des Insekts wird das Protein in ein Gift verwandelt, wenn es durch Enzyme von seiner Ursprungsgröße von 130 kDa in kleinere Proteine von etwa 60-65 kDa abgebaut wird. Bt-Gifte in Bt-Pflanzen liegen dagegen

in verkürzten Formen vor. Aus diesem Grund sind die Bt-Sprays des biologischen Landbaus nicht mit gentechnisch veränderten Bt-Pflanzen zu vergleichen.

Darüber hinaus sind die Bt-Gifte verschiedener Bt-Pflanzen nicht identisch. Das Protein des Bt-Gifts in MON810 etwa ist größer als das in Bt176 (92 kDa, bzw. 65 kDa, Nguyen 2004). In der Regel wird davon ausgegangen, dass die Bt-Gifte verschiedener Bt-Pflanzen identisch sind und dass lediglich die Bt-Giftmenge für mögliche Effekte auch auf andere Insekten relevant sein könne. Es gibt allerdings Anzeichen, dass die verschiedenen Bt-Gifte auch verschiedene Effekte haben können (Hilbeck & Schmidt 2006).

Bereits ältere Monarchfalter-Studien stellten langfristige negative Effekte mit MON810- und Bt11-Pollen fest, obwohl sie geringere Bt-Gehalte in Pollen aufwiesen als Bt176 (Dively et al. 2004). Eine neuere Studie zeigt dies noch klarer. Im Vergleich von MON810 und Bt176 schädigten MON810-Pollen die Trauermücke *Lycoriella castanescens*. Diese negative Wirkung war jedoch bei Bt176-Pollen nicht auszumachen, obwohl der Bt-Gehalt in Bt176-Pollen um das 30fache höher lag. Daraus wurde die Schlussfolgerung gezogen, "dass bei verschiedenen Bt-Mais-Sorten offenbar kein Zusammenhang zwischen der beobachteten Wirkung und dem absoluten Toxin-Gehalt besteht." (biosicherheit.de 2005f)

Gestörter Stoffwechsel bei Bt-Mais

Bt-Mais weist einen wesentlich höheren Ligningehalt (Holzanteil) auf als normaler Mais. Dies ist vermutlich eine nicht kalkulierbare Folge der gentechnischen Veränderung, die zwar bekannt und gemessen (Saxena & Stotzky 2001b), aber nicht erklärt ist. Unstrittig ist, dass die höheren Ligningehalte Auswirkungen auf die Umwelt haben und die Eignung von Bt-Mais als Futter- und Lebensmittel beeinflussen (Poerschmann et al. 2005).

Bei MON810 und Bt176 ist der Ligningehalt in den Stängeln deutlich höher. Die Werte in den Blättern hingegen sind nicht wesentlich höher als in Vergleichspflanzen (Poerschmann et al. 2005). Dieser unerwartete und unbeabsichtigte Effekt der gentechnischen Veränderung könnte ein Grund dafür sein, warum die Stängel von Bt-Mais härter sind und Erntereste von Bt-Mais im Boden langsamer zersetzt werden (Poerschmann et al. 2005).

Die erhöhten Ligninanteile verändern auch die Bodenökologie. Das Bt-Pflanzenmaterial wird langsamer abgebaut und das Bt-Gift zusätzlich durch die Bindung an Lignin in den Pflanzenresten vor dem Abbau geschützt (Poerschmann and Kopinke 2001; Stotzky 2000; Saxena et al. 2002b).

Die höheren Ligningehalte könnten auch ein Grund dafür sein, warum die Pflanzen für Kleinstlebewesen wie Trauermückenlarven einen geringeren Nährwert haben. Wie Poerschmann et al. (2005) ausführen, sind Untersuchungen der Ligninzusammensetzung von gentechnisch verändertem Mais unerlässlich.

Die höheren Holzanteile sind nicht der einzige ungewollte Unterschied zum normalen Mais. So zeigte sich in weiteren Untersuchungen, dass die Blätter der Gen-Mais-Pflanzen länger grün sind als bei den Vergleichspflanzen (Lang o.A.). Ähnliche pleiotrope Effekte von Bt-Mais sind auch von anderen Wissenschaftlern beschrieben worden (Saxena & Stotzky 2001b, Magg et al. 2001, Hassel & Shepard 2002, Lumbierres et al. 2004, in Lang o.A.). Auch der Stickstoffgehalt der Blätter scheint erhöht zu sein (Escher et al. 2000).

Im Rahmen der EU-Zulassung wird Bt-Mais als "substanziell gleichwertig" mit normalem Mais angesehen. Damit wird impliziert, dass es – vom zusätzlichen Bt-Gift abgesehen – keine Unterschiede zum konventionellen Mais gäbe. Aufgrund dieser Einschätzung können weitere Schritte der (gesundheitlichen) Risikobewertung ausgelassen werden. Die vorliegenden Beispiele eines veränderten Stoffwechsels belegen jedoch, dass Bt-Mais eben nicht substanziell gleichwertig mit normalem Mais ist.

MON810 wurde mit Hilfe einer so genannten Gen-Kanone geschaffen. Dabei werden Pflanzenzellen mit Metallpartikeln bombardiert, die das zusätzliche Gen-Konstrukt (Transgen) in die Pflanze ein-

schleusen. Der Einbau der Transgene erfolgt rein zufällig und kann nicht gesteuert werden. Offensichtlich werden dabei nicht nur die normalen Maisgene gestört, sondern auch die Transgene selbst verändert. Die DNA-Sequenz des Transgens, das tatsächlich in MON810 vorhanden ist, weicht deutlich von derjenigen ab, die im EU-Zulassungsantrag beschrieben wird (Hernandez et al. 2003).

6. Gen-Mais: ökologisch gefährlich und überflüssig

In einer Ausgabe des ForschungsReport (1/2006), einer Veröffentlichung des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) zum Schwerpunkt Gentechnik und Sicherheitsforschung, wird der Maiszünslerbefall in Deutschland wie folgt beschrieben:

"In Deutschland wird auf 1,7 Mio. Hektar Mais angebaut, davon liegen rund 350.000 Hektar in den Befallsgebieten des Maiszünslers (*Ostrinia nubilalis*), des einzigen Mais-schädling, der in Deutschland alljährlich auf größeren Flächen bekämpft wird. Die Maiszünslerbekämpfung erfolgt überwiegend präventiv durch Häckseln/Schlägeln der Stoppeln und sauberes Pflügen nach der Maisernte. Dadurch werden die in den Stoppeln verbleibenden Altlarven abgetötet, und es fehlt ihnen geeignetes Verpuppungsmaterial an der Bodenoberfläche. Die Ausbringung von Insektiziden (jährlich auf rund 35.000 Hektar) ist aufwändig, da sie aufgrund der Höhe der Pflanzen mit Stelzenschleppern erfolgen muss. Auf ca. 14.000 Hektar pro Jahr werden als biologische Methode auch *Trichogramma*-Schlupfwespen gegen die Eier der Schädlinge eingesetzt." (Langenbruch et al. 2006)

Demnach ist nur ein Fünftel der deutschen Maisanbaufläche vom Maiszünsler befallen. Nur auf zehn Prozent dieser Fläche wiederum wird er mit einem Insektizid bekämpft. Somit wird nur ein Fünftel der deutschen Maisanbaufläche mit einem Insektizid gegen Maiszünsler behandelt.

Das Hauptargument für den Anbau von Bt-Mais ist normalerweise, dass Bauern keine Pestizide mehr gegen den Maiszünsler sprühen und demnach weniger Insektizide eingesetzt werden müssten. Marvier et al. (2007) bestätigen, wie wichtig es ist, bei der Umweltbewertung von Bt-Mais die richtige Vergleichsgrundlage zu wählen: "Die grundlegende Aussage unserer Analyse ist, dass falls Landwirtschaft mit Pestizideinsatz der Standard der Vergleichsgrundlage ist, dann könnten Bt-Pflanzen die Anzahl der Nicht-Zielorganismen erhöhen. Falls der Vergleich allerdings mit landwirtschaftlichen Systemen ohne Pestizideinsatz gemacht wird, dann sind signifikant weniger Nicht-Zielorganismen auf den Bt-Feldern als in den Vergleichsfeldern."

In Deutschland müssen Bt-Felder auf jeden Fall mit Feldern ohne Insektizideinsatz verglichen werden, denn lediglich auf 2% der Maisflächen werden Pestizide ausgebracht (s.o.). Auf den restlichen 98% der Maisanbaufläche in Deutschland dagegen würde Bt-Mais zu einer Abnahme der Anzahl von Nicht-Zielorganismen führen. Dies ist um so mehr zu erwarten, wenn man in Betracht zieht, dass nach Angaben von Marvier et al. (2007), die meisten der vorliegenden Studien von schlechter Qualität und nur über kurze Zeiträume sind. Insgesamt kann man schlussfolgern, dass sowohl die Menge an Pestiziden, die in Umwelt und den Boden gelangt, als auch die negativen Umwelteffekte zunehmen, wenn bis dato unbehandelte Flächen (und vor allem auch Flächen, auf denen der Maiszünsler nicht auftritt) mit Bt-Mais bepflanzt werden.

Darüber hinaus gibt es präventive Behandlungsmethoden, mit denen der Maiszünsler kontrolliert werden kann und bereits wird: Durch mechanische Feldbearbeitung wie das Häckseln des Maisstrohs und sauberes, tiefes Unterpflügen können 80-98% der Maiszünslerpopulationen dezimiert werden. (Hurle et al. 1996, Langenbruch 2003, beide in Schorling 2006)

Bei akutem Maiszünslerbefall bestünde die Möglichkeit, darüber hinaus entweder Schlupfwespen auszubringen oder auf Bt-Sprays zurückzugreifen. "Mit Bt-Sprays werden nur die Angehörigen einer bestimmten Insektengruppe in einem bestimmten Entwicklungsstadium in einem kurzen Zeitraum (ca. eine Woche) nach dem Ausbringen geschädigt. Damit zählen die Produkte zu den umweltfreundlichsten Präparaten im Pflanzenschutz." (Langenbruch et al. 2006)

Die Menge Bt-Gift, die durch die Bt-Pflanzen auf den Acker ausgebracht wird, übersteigt erheblich die Menge, die durch Sprays auf den Acker gelangt (Szekacs et al. 2005).

Maiszünslerbefall: Nordamerika und Europa nicht vergleichbar

Bt-Mais wurde in den USA entwickelt. In Bezug auf verschiedene Faktoren unterscheidet sich jedoch die Situation in Deutschland und Europa grundlegend von der in den USA, besonders im Hinblick auf den Maiszünslerbefall. Diese Faktoren werden bei der Frage, ob Bt-Mais in Deutschland notwendig und/oder sicher sei, in der Regel nicht ausreichend beleuchtet.

Ostrinia nubilalis (Maiszünsler) ist ein in Europa heimischer Schmetterling (Lepidoptera), der in zwei Varianten vorkommt und nicht nur den Mais besiedelt. (Liebe 2004, in Schorling 2006). In den USA wurde *O. nubilalis* zwischen 1910 und 1920 als Schädling eingeschleppt, wo er sich seitdem ausbreitet. In heißen Regionen kann der Maiszünsler oder European Corn Borer (ECB), wie er in den USA heißt, auch zwei oder drei Mal im Jahr Nachkommen produzieren. In Deutschland (und dem Großteil der EU) hat *O. nubilalis* dagegen nur eine Generation pro Jahr. Die Larven überwintern in Stängeln und Wurzelresten auf dem Feld und können in der Regel präventiv durch Häckseln und Unterpflügen der Erntereste bekämpft werden.

Der Maiszünslerbefall ist zudem zyklisch, d.h. in manchen Jahren tritt hoher Befall auf, in anderen Jahren keiner oder nur geringer. In Deutschland werden gegen den Maiszünsler kaum Pestizide eingesetzt. *O. nubilalis* hat in Europa natürliche Feinde. Schlupfwespen (*Trichogramma* s.o.) legen ihre Eier in Maiszünslerlarven und dezimieren sie damit.

Maispflanzen tragen aktiv zu dieser Schädlingsbekämpfung bei, indem sie bei Maiszünslerbefall einen Duftstoff aussenden, der Schlupfwespen anlockt. (Degenhardt o.A., biosicherheit.de 2005g). *Trichogramma* wird in Deutschland auch gezielt in der biologischen Schädlingsbekämpfung verwendet – wenn auch nur auf einem Teil der geringen Flächen.

Bei nordamerikanischen Sorten ist wohl im Zuge der Züchtung die Bildung dieses Duftstoffs verloren gegangen, während er von Teosinte (der Vorform von Mais) und von europäischen Arten als Anlockungssignal z.B. bei Schädlingsbefall mit Maiswurzelbohrer gebildet wird (Rasmann et al. 2005).

Die europäische und nordamerikanische Landwirtschaft unterscheiden sich deutlich voneinander. In Deutschland ist der landwirtschaftliche Kulturraum viel kleinräumiger. Feldränder, Hecken und Knicks sind wichtiger Naturraum im landwirtschaftlichen Gebiet. Ähnliche Strukturen fehlen häufig im großflächigen nordamerikanischen Maisanbau.

Auswirkungen auf Nicht-Zielorganismen müssen unter Bedingungen bestimmt werden, die den Strukturen (und Organismen) des jeweiligen Anbaugebiets entsprechen. Dies ist zum Beispiel wichtig für die Frage, ob sich Bt-Maispollen negativ auf Schmetterlinge und Schmetterlingspopulationen auswirkt. Die Ablagerung von Pollen an Feldrändern ist sehr variabel und hängt von verschiedenen Umweltparametern ab (Dolezel et al. 2005). Entsprechend ist zu befürchten, dass auch die Folgen für die Umwelt in Europa gravierender sein könnten als in den USA.

Quellen

- Abel, C.A. & Adamczyk, J.J. 2004. Relative concentration of Cry1A in maize leaves and cotton bolls with diverse chlorophyll content and corresponding larval development of fall armyworm (Lepidoptera: Noctuidae) and Southwestern corn borer (Lepidoptera: Crambidae) on maize whorl leaf profiles. *Journal of Economic Entomology* 97(5): 1737-1744.
- Ahl Goy, P., Warren, G., White, J., Pivalle, L., Fearing, P.L. & Vlachos, D. 1995. Interaction of insect tolerant maize with organisms in the ecosystem. *Mitteilungen des Biologischen Bundesamts für Forst-und Landwirtschaft* 309: 50-53.
- Andow, D.A. & Hillbeck, A. 2004. Science-based risk assessment for non-target effects of transgenic crops. *BioScience* 54(7): 637-649.
- Baumgarte, S. & Tebbe, C.C. 2005. Field studies on the environmental fate of the Cry1Ab Bt-toxin produced by transgenic maize (MON810) and its effect on bacterial communities in the maize rhizosphere. *Molecular Ecology* 14(8): 2539-2551.
- biosicherheit.de 2005a. Ökosystem Maisfeld. Ergebnisse des Projektverbund Sicherheitsforschung und Monitoring zum Anbau von Bt-Mais 2001-2004. <http://www.biosicherheit.de/de/mais/zuensler/317.doku.html>
- biosicherheit.de 2005b. Produktion eines Bt-Toxin-Standards und Entwicklung eines Messverfahrens zur Erfassung der Menge des Toxins in Bt-Mais. DLR Rheinpfalz. <http://www.biosicherheit.de/de/sicherheitsforschung/31.doku.html>
- biosicherheit.de 2005c. Effekte von Bt-Mais auf Blüten besuchende Insekten und räuberische Spinnen, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. Sicherheitsforschung und Monitoring-Methoden zum Anbau von Bt-Mais 2001-2004 <http://www.biosicherheit.de/de/sicherheitsforschung/16.doku.html>
- biosicherheit.de 2005d. Untersuchungen des Einflusses auf Bt-Mais auf Blattläuse und deren spezialisierte Gegenspieler, Georg-August-Universität Göttingen. Sicherheitsforschung und Monitoring zum Anbau von Bt-Mais 2001-2004. <http://www.biosicherheit.de/de/sicherheitsforschung/17.doku.html>
- biosicherheit.de 2005f. Auswirkungen von Bt-Mais auf Trauermückenlarven als Zersetzer. BBA Braunschweig. Sicherheitsforschung und Monitoring zum Anbau von Bt-Mais 2001-2004. <http://www.biosicherheit.de/de/sicherheitsforschung/14.doku.html>
- biosicherheit.de 2005g. Auswirkungen von Bt-Mais auf Schmetterlinge und deren Gegenspieler. MPI Jena. Sicherheitsforschung und Monitoring von Bt-Mais 2001-2004. <http://www.biosicherheit.de/de/sicherheitsforschung/23.doku.html>
- biosicherheit.de 2005i. Auswirkungen von Bt-Maispollen auf die Honigbiene, Uni Jena. Sicherheitsforschung und Monitoring zum Anbau von Bt-Mais. <http://www.biosicherheit.de/de/sicherheitsforschung/68.doku.html>
- biosicherheit.de 2005l Abbau von Bt-Mais in Böden und Auswirkungen auf die mikrobielle Aktivität. FAL Braunschweig. Sicherheitsforschung und Monitoring zum Anbau von Bt-Mais 2001-2004, : <http://www.biosicherheit.de/de/sicherheitsforschung/21.doku.html>
- biosicherheit.de 2005m. Wird Bt-Toxin aus gentechnisch verändertem Mais im Boden gebunden? Universität Göttingen & Universität Trier. Sicherheitsforschung und Monitoringmethoden zum Anbau von Bt-Mais 2001-2004. <http://www.biosicherheit.de/de/sicherheitsforschung/95.doku.html>
- Bootjer, K.P., Bone, L.W. & Gills, S.S. 1985. Nematoda: susceptibility of the eggs to *Bacillus thuringiensis* toxins. *Experimental Parasitology* 60: 239-244.

- Bourguet, D., Chaufaux, J., Micoud, A., Naibo, B., Bombarde, F., Marque, G., Eychenne, N. & Pagliari, C. 2002. *Ostrinia nubilalis* parasitism and the field abundance of non-target insects in transgenic *Bacillus thuringiensis* corn (*Zea mays*). *Environmental Biosafety Research* 1: 49-60.
- Broderick, N.A., Raffa, K.F. & Handelsman, J. 2006. Midgut bacteria required for *Bacillus thuringiensis* insecticidal activity. *PNAS* 103(41): 15196-15199.
- Büchs, W., Prescher, S., Müller, A. & Larink, O. 2004. Effects of Bt-maize on decomposition capacity, reproduction success and survival of saprophagous Diptera larvae and their predators. Präsentationsposter, Statusseminar 16.6.2004, Berlin. Sicherheitsforschung und Monitoring zum Anbau von Bt-Mais 2001-2004. <http://www.biosicherheit.de/pdf/statusseminar2004/poster14.pdf>
- Burns, H.A. & Abel, C.A. 2003. Nitrogen fertility effects on Bt d-endotoxin and nitrogen concentrations of maize during early growth. *Agronomy Journal* 95: 207-211.
- BVL (Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit) 2007. Bescheid, 27 April 2007.
- Castaldini, M., Turrini, A., Sbrana, C., Benedetti, A., Marchionni, M., Mocali, S., Fabiani, A., Landi, S., Santomassimo, F., Pietrangeli, B. et al. 2005. Impact of Bt corn on rhizospheric and soil eubacterial communities and on beneficial mycorrhizal symbiosis in experimental microcosms. *Applied and Environmental Microbiology* 71(11): 6719-6729.
- de Schrijver, A. & Moens, W. 2003. Report of the molecular characterisation of the genetic map of MON810. Service for Biosafety and Biotechnology. http://www.biosecurite.be/gmcropff/EN/TP/MGC_reports/Report_Mon810.pdf
- Degenhardt, J. o.A. Forschungsvorhaben: Verbundprojekt: Sicherheitsforschung und Monitoring-Methoden zum Anbau von Bt-Mais - Teilprojekt: Auswirkungen von Bt-Endotoxin auf die tritrophische Interaktion zwischen Mais, Nichtziel-Lepidopteren und deren Parasitoiden. MPI Jena.
- Dively, G.P. & Rose, R. 2003. Effects of Bt transgenic and conventional insecticide control on the non-target natural enemy community in sweet corn. In: Van Driesche, R.G. *Proceedings of the First International Symposium on Biological Control of Arthropods*, Honolulu, USA, January 14-18, 2002. USDA Forest Service, Morgantown, WVA, USA.
- Dively, G.P., Rose, R., Sears, M.K., Hellmich, R.L., Stanley-Horn, D.E., Calvin, D.D., Russo, J.M. & Anderson, P.L. 2004. Effects on monarch butterfly larvae (*Lepidoptera: Danaidae*) after continuous exposure to Cry1Ab-expressing corn during anthesis. *Environmental Entomology* 33(4): 1116-1125.
- Dolezel, M., Heissenberger, A. & Gaugitsch, H. 2005. Ecological effects of genetically modified maize with insect resistance and/or herbicide tolerance. *Forschungsberichte der Sektion IV. Band 6/2005. Bundesministerium für Gesundheit und Frauen, Sektion IV, Vienna, Austria.*
- Dutton, A., Romeis, J. & Bigler, F. 2005. Effects of Bt maize expressing Cry1Ab and Bt spray on *Spodoptera littoralis*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 114(3): 161-169.
- Dutton, A., D'Alessandro, M., Romeis, J. & Bigler, F. 2004a. Assessing expression of Bt-toxin (Cry1Ab) in transgenic maize under different environmental conditions. IOCB/WPRS Working Group "GMOs in Integrated Production" 27(3): 49-55.
- Dutton, A., Obrist, L.B., D'Alessandro, M., Diener, L., Müller, M., Romeis, J. & Bigler, F. 2004b. Tracking Bt-toxin in transgenic maize to assess the risk on non-target arthropods. IOCB/WPRS Working Group "GMOs in Integrated Production" 27(3): 57-63.
- Dutton, A., Klein, H., Romeis, J. & Bigler, F. 2003a. Prey-mediated effects of *Bacillus thuringiensis* spray on the predator *Chrysoperla carnea* in maize. *Biological Control* 26: 209-215.
- Dutton, A., Romeis, J. & Bigler, F. 2003b. Assessing the risks of insect resistant transgenic plants on entomophagous arthropods: Bt-maize expressing Cry1Ab as a case study. *BioControl* 48: 611-636.

- Dutton, A., Klein, H. & Romeis, J. 2002. Uptake of Bt toxin by herbivores feeding on transgenic maize and consequences for the predator *Chrysoperla carnea*. *Environmental Entomology* 27: 441-447.
- Einspanier, R., Lutz, B., Rief, S., Berezina, O., Zverlov, V., Schwarz, W. & Mayer, J. 2004. Tracing residual recombinant feed molecules during digestion and rumen bacterial diversity in cattle fed transgene maize. *European Food Research and Technology* 218(3): 269-173.
- Escher, N., Käch, B. & Nentwig, W. 2000. Decomposition of transgenic *Bacillus thuringiensis* maize by microorganisms and woodlice *Porcellio scaber* (Crustacea, Isopoda). *Basic and Applied Ecology* 1: 161-169.
- European Communities -Measures affecting the approval and marketing of Biotech products (DS291, DS292, DS293). Comments by the European Communities on the scientific and technical advice to the panel. 28 January 2005.
- Fearing, P.L., Brown, D., Vlachos, D., Meghji, M. & Privalle, L.S. 1997. Quantitative analysis of CryIA(b) expression in Bt maize plants, tissues, and silage and stability of expression over successive generations. *Molecular Breeding* 3:169-176.
- Felke, M. & Langenbruch, G.-A. 2005. Auswirkungen des Pollen von transgenem Bt-Mais auf ausgewählte Schmetterlingslarven. BfN-Skripten. No. 157. Bundesamt für Naturschutz.
- Felke, M. & Langenbruch, G.-A. 2004. Untersuchungen zu subletalen Effekten geringer Pollenmenge der transgenen Maislinie Bt176 auf Raupen des Tagpfauenauges (*Inachis io*) und der Kohlmotte (*Plutella xylostella*). *Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft* 396.
- Felke, M. & Langenbruch, G.-A. 2003. Wirkung von Bt-Mais-Pollen auf Raupen des Tagpfauenauges im Laborversuch. *Gesunde Pflanze* 55(1): 1-4.
- Felke, M., Lorenz, N. & Langenbruch, G.-A. 2002. Laboratory studies on the effects of pollen from Bt maize on larvae of some butterfly species. *Journal of Applied Entomology* 126(6): 320-325.
- Gathmann, A. 2005. Effekte des Anbaus von Bt-mais auf die epigäische und Krautschichtfauna verschiedener trophischer Bezüge. BMBF-Verbundprojekt: Sicherheitsforschung und Monitoring zum Anbau von Bt-Mais 2001-2004. <http://www.biosicherheit.de/de/sicherheitsforschung/32.doku.html>
- Greenpeace 2007. How much Bt toxin do genetically modified MON810 maize plants actually produce? Report by A. Lorch and Ch Then. Greenpeace e.V., Hamburg. http://www.greenpeace.de/fileadmin/gpd/user_upload/themen/gentechnik/greenpeace_bt_maize_engl.pdf
- Harwood, J.D., Wallin, W.G. & Obrycki, J.J. 2005. Uptake of Bt endotoxins by nontarget herbivores and higher order arthropod predators: molecular evidence from a transgenic corn agroecosystem. *Molecular Ecology* 14(9): 2815-2823.
- Hassel, R.J. & Shepard, B.M. 2002. Insect populations on *Bacillus thuringiensis* transgenic sweet corn. *Journal of Economic Entomology* 37: 285-292.
- Hernandez, M., Pla, M., Esteve, T., Prat, S., Puigdomènech, P. & Ferrando, A. 2003. A Specific Real-Time Quantitative PCR Detection System for Event MON810 in Maize YieldGard Based on the 3'-Transgene Integration Sequence. *Transgenic Research* 12(2): 179-189.
- Hilbeck, A. & Schmidt, J.E.U. 2006. Another view on Bt proteins – How specific are they and what else might they do? *Biopesticides International* 2(1): 1-50.
- Hilbeck A. & Meier, M. 2006: Faunistische Indikatoren für das Monitoring der Umweltwirkungen gentechnisch veränderter Organismen (GVO) - Verfahren zur Beurteilung und Auswahl. *Biologische Vielfalt und Naturschutz* in prep. Landwirtschaftsverlag Münster

- Hilbeck A, Moar WJ, Pusztai CM, Filippini A, Bigler F. 1999: Prey-mediated effects of Cry1Ab toxin and protoxin and Cry2A protoxin on the predator *Chrysoperla carnea*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 91, 305-316.
- Hilbeck A, Baumgartner M, Fried PM, Bigler F. 1998a: Effects of transgenic *Bacillus thuringiensis* corn-fed prey on mortality and development time of immature *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae). *Environmental Entomology* 27(2), 480-487.
- Hilbeck A, Moar WJ, Pusztai CM, Filippini A, Bigler F. 1998b: Toxicity of *Bacillus thuringiensis* Cry1Abtoxin to the predator *Chrysoperla canae* (Neuroptera: Chrysopidae). *Environmental Entomology* 27(4), 1255-1263.
- Hopkins, D.W. & Gregorich, E.G. 2003. Detection and decay of the Bt endotoxin in soil from a field trial with genetically modified maize. *European Journal of Soil Science* 54(4): 793-800.
- Jansinski, J. & Easley, J. 2003. Selected nontarget arthropod abundance in transgenic and non transgenic fieldcrops in Ohio. *Environmental Entomology* 32: 407-411.
- Jehle, J.A. o.A. Abschlußbericht BMBF-Verbundprojekt: Sicherheitsforschung und Monitoringmethoden zum Anbau von Bt-Mais; Teilprojekt: DLR Rheinpfalz.
- Kiss, J., Szentkiralyi, F., Toth, F., Szenasi, A., Kadar, F., Arpas, K., Szekeres, D. & Edwards, C.R. 2003. Btcorn: impact on non-targets and adjusting to local IPM systems. In: Lelley, T., Balázs, E. & Tepfer, M. Ecological impact of GMO dissemination in agroecosystems. OECD Workshop, September 27-28, 2002, Grossrussbach, Austria. 157-172.
- Koskella, J. & Stotzky, G. 1997. Microbial utilization of free and clay-bound insecticidal toxins from *Bacillus thuringiensis* and their retention of insecticidal activity after incubation with microbes. *Applied and Environmental Microbiology* 63(9): 3561-3568.
- Lang, A. o.A. Schlussbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben: Verbundprojekt: Sicherheitsforschung und Monitoring-Methoden zum Anbau von Bt-Mais 2001-2004; Teilprojekt: Effekte von Mais auf flugfähige Blütenbesucher und Prädatoren höherer Straten. Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Lang, A. & Arndt, N. 2005. Monitoring der Umweltwirkungen des Bt-Gens. Schriftenreihe. No. 2005/7. Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz, München.
- Lang, A. & Vojtech, E. 2006. The effects of pollen consumption of transgenic Bt maize on the common swallowtail, *Papilio machaon* L. (Lepidoptera, Papilionidae). *Basic and Applied Ecology* 7(4): 296-306.
- Langenbruch, G.-A., Hassan, S.A., Büchs, W., Bürgermeister, W., Freier, B. & Hommel, B. 2006. Biologische Sicherheitsforschung mit Bt-Mais. ForschungsReport 1/2006: 8-12.
- Lee, L., Saxena, D. & Stotzky, G. 2003. Activity of free and clay-bound insecticidal proteins from *Bacillus thuringiensis* subsp. *israelensis* against the mosquito *Culex pipiens*. *Applied and Environmental Microbiology* 69(7): 4111-4115.
- Liebe, D. 2004. Molekulargenetische Untersuchungen zur Abgrenzung von Populationen des Maiszünslers *Ostrinia nubilalis* Hübner als eine Voraussetzung für das Insektenresistenzmanagement (IRM) von *Bacillus thuringiensis*-Mais (Bt-Mais) (Dissertation). Justus-Liebig-Universität Giessen.
- Lorch, A. 2007. Die Macht wissenschaftlicher Zusammenfassungen. *GID* 181: 25-27.
- Losey, J.E. 1999. Transgenic pollen harms monarch larvae. *Nature* 399: 214-214.
- Lövei, G.L. & Arpaia, S. 2005. The impact of transgenic plants on natural enemies: a critical review of laboratory studies. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 114(1): 1-14.

- Lozzia, G.C. 1999. Biodiversity and structure of ground beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) in Bt corn and its effects on non-target insects. *Bollettino di Zoologia Agraria e di Bachicoltura Ser II*, 3: 37-58.
- Ludy, C. & Lang, A. 2006. Bt maize pollen exposure and impact on the garden spider, *Araneus diadematus*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 118(2): 145-156.
- Lumbierres, B., Albajes, R. & Pons, X. 2004. Transgenic Bt maize and *Rhopalosiphum padi* (Hom., Aphididae) performance. *Ecological Entomology* 29 (3): 309-317.
- Lutz, B., Wiedemann, S. & Albrecht, C. 2004. Degradation of transgenic Cry1Ab DNA and protein in Bt-176 maize during ensiling process. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition* 90(3-4): 116-123.
- Magg, T., Melchinger, A.E., Klein, D. & Bohn, M. 2001. Comparison of Bt maize hybrids with their nontransgenic counterparts and commercial varieties for resistance to European corn borer and for agronomic traits. *Plant Breeding* 120: 397-403.
- Manachini, B., Landi, S., Fiore, M.C., Festa, M. & Arpaia, S. 2004. First investigations on the effects of Bt transgenic *Brassica napus* L. on the trophic structure of the nematofauna. *IOCB/WPRS Bulletin* 27(3): 103-108.
- Manachini, B. & Lozzia, G.C. 2004. Studies on the effects of Bt corn expressing Cry1Ab on two parasitoids of *Ostrinia nubilalis* Hb. (Lepidoptera: Crambidae). *IOCB/WPRS Bulletin* 27(3): 109-116
- Manachini, B. & Lozzia, G.C. 2003. Biodiversity and structure of nematofauna in Bt corn (Präsentation). *Biodiversity Implications of Genetically Modified Plants* 7-13 September 2003, Ascona, Switzerland.
- Manachini, B. & Lozzia, G.C. 2002. First investigations into the effects of Bt corn crop on Nematofauna. *Bollettino di Zoologia Agraria e di Bachicoltura* 34(1): 85-96.
- Manachini, B. 2000. Ground beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) and plant dwelling nontarget arthropods in isogenic and transgenic corn crops. *Bollettino di Zoologia Agraria e di Bachicoltura* 32(2): 181-198.
- Manachini, B., Agosti, M. & Rigamonti, I.E. 1999. Environmental impact of Bt-corn on non target entomofauna: Synthesis of field and laboratory studies. *Proceedings of the XI Symposium for Pesticide Chemistry*: 873-882.
- Marvier, M., McCreedy, Ch. Regetz, J. & Kareiva, P. 2007. A meta-analysis of effects of Bt-cotton and maize on nontarget invertebrates. *Science* 316: 1475-1477.
- Mayne, M.B., Coleman, J.R. & Blumwald, E. 1997. Differential response to drought and abscisic acid of two cDNAs corresponding to genes expressed during drought conditioning in jackpine seedlings. *New Forests* 13: 165-176.
- Meissle, M., Vojtech, E. & Poppy, G.M. 2005. Effects of Bt maize-fed prey on the generalist predator *Poecilus cupretis* L. (Coleoptera : Carabidae). *Transgenic Research* 14(2): 123-132.
- Mendelsohn, M. 2003. Are Bt crops safe? *Nature Biotechnology* 21: 1003-1009. Musser, F.R. & Shelton, A.M. 2003. Bt sweet corn and selective insecticides: Impacts on pests and predators. *Journal of Economic Entomology* 96(1): 71-80.
- Mertens, M. 2006. Gutachten zu neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen hinsichtlich ökologischen und gesundheitlicher Risiken seit der EU-rechtlichen Zulassung der gentechnisch veränderten Maislinie MON810 im Jahr 1998. Insitut für Biodiversität Netzwerk. <http://www.gruene-bundestag.de/cms/gentechnik/dokbin/157/157879.pdf>
- Mussler, F.R. & Shelton, A.M. 2003. Bt sweet corn and selective insecticides: impact on pests and predators. *Journal of Economic Entomology* 96: 71-80
- Nguyen, H.T. & Jehle, J.A. 2007. Quantitative analysis of the seasonal and tissue-specific expression of Cry1Ab in transgenic maize Mon810. *Journal of Plant Diseases and Protection* 114(2), 82-87.

- Nguyen, H.T. 2004. Sicherheitsforschung und Monitoringmethoden zum Anbau von Bt-Mais: Expression, Nachweis und Wirkung von rekombinantem Cry1Ab in heterologen Expressionssystemen (Dissertation). Georg-August-Universität Göttingen.
- Nguyen, H.T., Berlinghof, M. & Jehle, J.A. 2002. Expressionsmonitoring von Cry1Ab verschiedener Maislinien an zwei Freisetzungstandorten in Deutschland. Mitteilungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land-und Forstwirtschaft 390: 542-543.
- Obrist, L.B., Dutton, A., Albajes, R. & Bigler, F. 2005. Exposure of arthropd predators to Cry1Ab toxin in Bt maize fields on Spain. Meeting on Ecological Impact of GMOs 1-3 June 2005.
- Orr, D.B. & Landis, D.A. 1997. Oviposition of European corn borer (Lepidoptera: Pyralidae) and impact of natural enemy populations in transgenic versus isogenic corn. Journal of Economic Entomology 90 (4): 905-909.
- Palm, C.J., Schaller, D.L. Donegan, K.K. & Seidler, R.J. 1996. Persistence in soil of transgenic plant produced *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* delta-endotoxin. Canadian Journal of Microbiology 42(12): 1258-1262.
- Palm, C.J., Donegan, K.K., Harris, D. & Seidler, R.J. 1994. Quantification in soil of *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* delta-endotoxin from transgenic plants. Molecular Ecology 3(2): 145-151.
- Pilcher, C.D., Obrycki, J.J., Rice, M.E. & Lewis, L.C. 1997a. Preimaginal development, survival, field abundance of insect predators on transgenic *Bacillus thuringiensis* corn. Environmental Entomology 26(2): 446-454.
- Poerschmann, J., Gathmann, A., Augustin, J., Langer, U. & Gorecki, T. 2005. Molecular composition of leaves and stems of genetically modified Bt and near-isogenic non-Bt maize Characterization of lignin patterns. Journal of Environmental Quality 34: 1508-1518.
- Poerschmann, J. & Kopinke, F. 2001. Sorption of very hydrophobic organic compounds (VHOCs) on dissolved humic organic matter (DOM). 2. Measurement of sorption and application of a Flory-Huggins concept to interpret the data. Environmental Science & Technology 35: 1142-1148.
- Raps, A., Kehr, J., Gugerli, P., Moar, W.J., Bigler, F. & Hilbeck, A. 2001. Immunological analysis of phloem sap of *Bacillus thuringiensis* corn and of the nontarget herbivore *Rhopalosiphum padi* (Homoptera: Aphididae) for the presence of Cry1Ab. Molecular Ecology 10(2): 525-533.
- Rasman, S., Köllner, T.G., Degenhardt, J., Hiltbold, I., Toepfer, S., Kuhlmann, U., Gershenson, J. & Turlings, T.C.J. 2005. Recruitment of entomopathogenic nematodes by insect-damaged maize roots. Nature 434: 732-737.
- Rathinasabapathi, B. 2000. Metabolic engineering for stress tolerance: Installing osmoprotectant synthesis pathways. Annals of Botany 86: 709-716.
- Saeglitz, C. 2004. Untersuchungen der genetischen Diversität von Maiszünsler-Populationen (*Ostrinia nubalis*, Hbn.) und ihrer Suszeptibilität gegenüber dem *Bacillus thuringiensis* (Bt)-Toxin als Grundlage für ein Resistenzmanagement in Bt-Maiskulturen. Dissertation. RWTH Aachen.
- Saxena, D. & Stotzky, G. 2002. Bt toxin is not taken up from soil or hydroponic culture by corn, carrot, radish, or turnip. Plant and Soil 239: 165-172.
- Saxena, D., Flores, S. & Stotzky, G. 2002a. Vertical movement in soil of insecticidal Cry1Ab protein from *Bacillus thuringiensis*. Soil Biology and Biochemistry 34: 111-120.
- Saxena, D., Flowers, S.A. & Stotzky, G. 2002b. Bt toxin is released in root exudates from 12 transgenic hybrids representing three transformation events. Soil Biology and Biochemistry 34: 133-137.
- Saxena, D. & Stotzky, G. 2001a. *Bacillus thuringiensis* (Bt) toxin released from root exudates and biomass of Bt corn has no apparent effect on earthworms, nematodes, protozoa, bacteria, and fungi in soil. Soil Biology and Biochemistry 33: 1225-1230.

- Saxena, D. & Stotzky, G. 2001b. Bt corn has a higher lignin content than non-Bt corn. *American Journal of Botany* 88(9): 1704-1706.
- Saxena, D. & Stotzky, G. 2000. Insecticidal toxin from *Bacillus thuringiensis* is released from roots of transgenic Bt corn in vitro and in situ. *FEMS Microbiology Ecology* 33: 35-39.
- Saxena, D., Flowers, S.A. & Stotzky, G. 1999. Transgenic Plants: Insecticidal toxin in root exudates from Bt corn. *Nature* 402: 480.
- Schorling, M. 2006. Ökologische und phytomedizinische Untersuchungen zum Anbau von Bt-Mais im Maiszünsler-Befallsgebiet Oderbruch (Dissertation). Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Potsdam.
- Schröder, D. o.A. Schlussbericht: Sicherheitsforschung und Monitoringmethoden zum Anbau von Bt-Mais: Quantifizierung der Beweglichkeit von Bt-Toxin in Böden. Universität Trier.
- Schuphan, I. 2006. Stellungnahme: "Kenntnisstand zu möglichen Umweltwirkungen von Bt-Mais" http://www.biosicherheit.de/pdf/aktuell/stellungnahme_bt-mais_06-07.pdf.
- Sims, S.R. & Holden, L.R. 1996. Insect bioassay for determining soil degradation of *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* CryIA(b) protein in corn tissue. *Environmental Entomology* 25(3): 659-664.
- Sisterson, M.S. & Tabashnik, B.E. 2005. Simulated effects of transgenic bt crops on specialist parasitoids of target pests. *Environmental Entomology* 34(4): 733-742.
- Stanley-Horn, D.E., Dively, G.P., Hellmich, R.L., Mattila, H.R., Sears, M.K., Rose, R., Hansen Jesse, L.C., Losey, J.E., Obrycki, J.J. & Lewis, L.C. 2001. Assessing the impact of Cry1Ab-expressing corn pollen on monarch butterfly larvae in field studies. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98(21): 11931-11936.
- Stotzky, G. 2000. Persistence and biological activity in soil of insecticidal proteins from *Bacillus thuringiensis* and bacterial DNA bound on clays and humic acids. *Journal of Environmental Quality* 29: 691-705.
- Szekacs, A., Juracsek, J., Polgar, L.A. & Darvas, B. 2005. Levels of expressed Cry1Ab toxin in genetically modified corn DK-440-BTY (YIELDGARD) and stubble. *FEBS* 272 (s1) L3-005.
- Tapp, H. & Stotzky, G. 1998. Persistence of the insecticidal toxin from *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 30: 471-478.
- Tapp, H. & Stotzky, G. 1995. Insecticidal activity of the toxins from *Bacillus thuringiensis* subspecies *kurstaki* and *tenebrionis* adsorbed and bound on pure and soil clays. *Applied and Environmental Microbiology* 61(5): 1796-1790.
- Tebbe, C. o.A. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben 0312631E; Verbundprojekt: Sicherheitsforschung und Monitoring-Methoden zum Anbau von Bt-Mais; Teilprojekt: Untersuchungen zum Abbau von Bt-Mais in Böden und Auswirkungen auf die mikrobielle Bodenökologie. FAL, Braunschweig.
- Turrini, A., Sbrana, C., Nuti, M.P., Pietrangeli, B.M. & Giovannetti, M. 2004. Development of a model system to assess the impact of genetically modified corn and aubergine plants on arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant Soil* 266: 69-75.
- Vercesi, M.L., Krogh, P.H. & Holmstrup, M. 2006. Can *Bacillus thuringiensis* (Bt) corn residues and Bt-corn plants affect life history traits in the earthworm *Aporrectodea caliginosa*? *Applied Soil Ecology* 32: 180-187.
- Vidal, S. o.A. Untersuchungen zu Kaskadeneffekten einer Bt-Expression von Maispflanzen auf Pflanze-Herbivore-Parasitoid-Systeme am Beispiel von Blattläusen und ihren Parasitoidkomplexen (Endbericht). Georg-August-Universität Göttingen. <http://www.biosicherheit.de/de/sicherheitsforschung/17.doku.html>
- Volkmar, C. & Freier, B. 2003. Spider communities in Bt maize and not genetically modified maize fields. *Journal of Plant Diseases and Protection - Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* 110(6): 572-582.

- Wandeler, H., Bahylova, J. & Nentwig, W. 2002. Consumption of two Bt and six non-Bt corn varieties by the woodlouse *Porcellio scaber*. *Basic and Applied Ecology* 3(4): 357-365.
- Wold, S.J., Burkness, E.C., Hutchison, W.D. & Venette, R.C. 2001. In-field monitoring of beneficial insect populations in transgenic corn expressing a *Bacillus thuringiensis* toxin. *Journal of Entomological Science* 36(765): 775.
- Zwahlen, C. & Andow, D.A. 2005. Field evidence for the exposure of ground beetles to Cry1Ab from transgenic corn. *Environmental Biosafety Research* 4:113-117.
- Zwahlen, C., Hilbeck, A., Howald, R. & Nentwig, W. 2003a. Effects of transgenic Bt corn litter on the earthworm *Lumbricus terrestris*. *Molecular Ecology* 12: 1077-1086.
- Zwahlen, C., Hilbeck, A. & Nentwig, W. 2003b. Degradation of the Cry1Ab protein within transgenic *Bacillus thuringiensis* corn tissue in the field. *Molecular Ecology* 12(3): 765-775.

Annex 1: Wieviel Bt-Toxin produzieren MON810-Pflanzen wirklich?³

Schlussfolgerungen aus dem Bericht von Greenpeace

Greenpeace nahm, ähnlich wie die Arbeitsgruppe von Nguyen & Jehle, im Jahr 2006 Blattproben von in Deutschland und Spanien angebautem Gen-Mais MON810, um den tatsächlichen Gehalt an Bt-Toxin bestimmen zu lassen. Im Vergleich zu Nguyen & Jehle wurden dabei pro Acker häufiger Proben gezogen. Damit können Schwankungen im Verlauf der Vegetation deutlich werden. Zwischen Mai und September/Oktober 2006 wurden in wöchentlichen Abständen Blattproben von zwei Feldern in Bayern und vier Feldern in Brandenburg genommen. In Abständen von zwei Wochen wurden zudem fünf Felder in Spanien beprobt. Zudem wurden im Juli und August von einem Testfeld der Firma Monsanto in Borken/Nordrhein-Westfalen drei Mal im wöchentlichen Abstand Blätterproben genommen. Insgesamt wurden über 600 Einzelproben im Labor analysiert.

Die Untersuchung von Greenpeace zeigt einerseits überraschend niedrige Konzentrationen des Bt-Toxins in den Blättern. In einigen Pflanzen wurden aber auch sehr hohe Werte gefunden. Die Unterschiede der Bt-Konzentrationen der Pflanzen an einem Tag und einem Feld waren beachtlich. Dies bestätigt in der Tendenz auch die Beobachtung von Nguyen & Jehle, die dazu schreiben: "Die Expression des Cry1Ab-Proteins variierte gravierend zwischen einzelnen Maispflanzen". Ähnlich wie bei Nguyen & Jehle weist auch die Untersuchung von Greenpeace auf Toxinkonzentrationen hin, die sich im Laufe der Jahreszeiten änderten, im Sommer (Juli und August) waren die Werte höher als im Frühjahr und Herbst.

Insgesamt entsprachen die Pflanzen weder den von Monsanto für die USA angegebenen Durchschnittswerten von 9,4 µg Bt/g Frischgewicht (FW), noch den Werten, die Monsanto für Europa angibt (Mittelwerte zwischen 8,6 und 12,2 µg Bt/g FW)⁴. Die Daten von Greenpeace stimmen dagegen eher mit den Ergebnissen von Nguyen & Jehle überein, die ebenfalls wesentlich geringere Werte feststellten (2,4-6,4 µg Bt/g FW im obersten Blatt) und weichen noch stärker von den Werten ab, die Monsanto angegeben hat. Die Mittelwerte liegen bei 0,5-2,2 µg Bt/g FW im obersten Blatt verbunden mit einer sehr hohen Streubreite: In einem Fall wurde auf einem Feld und einem Tag in Bayern in einer Pflanze eine Bt-Konzentration von 0,1 µg Bt/g FW gemessen und in einer anderen Pflanze auf dem selben Feld eine hundertfach höhere Bt-Konzentration (>10 µg Bt/g FW). In anderen Fällen war die Bt-Konzentration in einigen Pflanzen 10-20 Mal höher als in den Pflanzen mit den niedrigsten Bt-Konzentrationen. Zudem konnte bei 8 Prozent der gentechnisch veränderten Pflanzen in Brandenburg überhaupt kein Bt gemessen werden.

Die vorliegenden Ergebnisse werfen weitreichende Fragen zur Sicherheit und technischen Qualität der MON810-Pflanzen auf. Zudem stellen sich grundsätzliche methodische Fragen.

1. Zu den Schwankungen der Konzentration des Bt-Gehaltes

Da die Giftkonzentrationen auf einem Acker sogar bei benachbarten Pflanzen um ein Vielfaches schwanken können, scheinen die Pflanzen in ihren biologischen Eigenschaften nicht einheitlich und stabil zu sein. Als Ursache für die unterschiedlichen Konzentrationen kommen genetische Instabilität, epigenetische Effekte, Umwelteinflüsse (Klima, Böden), Sorteneffekte und andere Einflussfaktoren in Frage. Da die Ursachen für diese Unterschiede und das tatsächliche Ausmaß der

³ Der vollständige Bericht ist erhältlich unter: www.greenpeace.de/fileadmin/gpd/user_upload/themen/gentechnik/greenpeace_bt_maize_engl.pdf

⁴ Monsanto 2002. Safety assessment of YieldGard insect-protected event MON810. Published by agbios.com as Product Safety Description. <http://agbios.com/docroot/decdocs/02-269-010.pdf>

Schwankungen nicht klar definiert werden können, sollte der Anbau der Pflanzen untersagt werden, um ungewollte und unvorhergesehene Wechselwirkungen mit der Umwelt zu verhindern.

Um die Ursachen für die Schwankungen im Bt-Gehalt zu erkennen, müssten im Gewächshaus kontrollierte Versuche durchgeführt werden, bei denen Einflüsse der Umwelt (wie Trockenheit, Temperatur, Boden, Nährstoffe) auf die Pflanze gemessen werden. Derartige Studien sind bisher nicht publiziert.

2. Zur Risikobewertung der Pflanzen

Risikostudien an Nichtzielorganismen oder Fütterungsversuche, bei denen der tatsächliche Gehalt an Bt-Toxin nicht bestimmt wird, erscheinen in keiner Weise ausreichend. Da im Rahmen von Sicherheitsstudien in der Regel die Toxinkonzentrationen nicht exakt bestimmt werden, sind die Voraussetzungen für eine EU- Zulassung grundsätzlich nicht gegeben.

3. Zur tatsächlichen Konzentration des Bt-Giftes

Wenn das Insektengift in wesentlich niedrigeren Konzentrationen wirksam ist, als bisher beschrieben wurde, entspricht es in seinen Eigenschaften nicht mehr dem ursprünglich vorkommenden Toxin (siehe dazu auch Hilbeck & Schmidt 2006⁵). Damit würden zentrale Aspekte der Zulassungsgenehmigung ausgehebelt, bei der davon ausgegangen wird, dass die Wirkung des Giftes in den Pflanzen dem natürlicherweise in den Bodenbakterien vorkommenden Protein gleichzusetzen ist.

Wenn das Insektengift in den gemessenen niedrigen Konzentrationen aber nicht wirksam sein sollte, ergeben sich hinsichtlich der Wirksamkeit der Pflanzen zur Kontrolle des Maiszünslers erhebliche Bedenken. Zusätzliche Fragen ergeben sich im Hinblick auf die Entstehung von Resistenzen bei den Schädlingen, die sich in diesem Fall (subletale Dosierung) erheblich beschleunigen könnten.

4. Zur Methodik der Bt-Messungen

Die Methode, mit der Monsanto den Toxingehalt der Pflanzen bestimmt, ist aus den öffentlich zugänglichen Unterlagen nicht erschließbar. Um verlässliche Vergleiche zu den Angaben der Firma anstellen zu können, müssen die Methodik und die von Monsanto gemessenen Originaldaten veröffentlicht werden. Allen interessierten Laboren muss zudem der unbeschränkte Zugang zu relevantem Vergleichsmaterial gewährt werden. Die Behörden müssen für Risikoabschätzung und Monitoring eine einheitliche und ausreichend verlässliche Methode festlegen.

Bis zur Klärung der offenen Fragen hinsichtlich der Risikobewertung, des Monitorings und der Produktqualität sollte der kommerzielle Anbau des Gen-Maises MON810 unterbunden werden, da derzeit die gesetzlich vorgeschriebenen Grundlagen für eine Inverkehrbringung nicht erfüllt sind.

⁵ Hilbeck, A. and J.E.U. Schmidt 2006. Another View on Bt Proteins – How Specific are They and What Else Might They Do? *Biopestic. Int.* 2 (1): 1-50

Annex 2: BVL-Kriterien für einen MON810-Monitoringplan

Im Mai 2007 ordnete das deutsche Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) auf Basis neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse an, dass mit sofortiger Wirkung der Verkauf von MON810-Saatgut verboten sei, bis Monsanto einen neuen Monitoringplan vorlegt.

In einem Brief an Monsanto heißt es:

"Die Abgabe von Saatgut von gentechnisch verändertem Mais der Linie MON810 an Dritte zum Zweck des kommerziellen Anbaus darf erst erfolgen, nachdem der Genehmigungsinhaber dem Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit einen Plan zur Beobachtung der Umweltauswirkungen im Sinne des Anhangs VII der Richtlinie 2001/18/EG vorgelegt hat. Der Plan soll Anhang VII der Richtlinie 2001/18/EG sowie der Entscheidung 2002/811/EG entsprechen und hat insbesondere folgende Prüfpunkte zu berücksichtigen:

- a) Exposition keimfähiger Maiskörner in der Umwelt (Verlust bei Ernte, Transport und Verarbeitung),
- b) Exposition des Bt-Toxins in der Umwelt (z.B. über Pollen, Silage, Pflanzenreste im Boden),
- c) Verbleib des Bt-Toxins im Boden auf den Anbauflächen; Auswirkungen auf Bodenorganismen und Bodenfunktionen,
- d) Auswirkungen auf Nichtzielorganismen auf den Anbauflächen und in betroffenen Lebensräumen in der Umgebung der Anbauflächen,
- e) langfristige und großflächige Wirkungen auf die Biodiversität,
- f) Verbleib von Transgenen (Persistenz und Akkumulation) in Organismen und Umweltmedien,
- g) Entwicklung von Sekundärschädlingen,
- h) Änderungen von Pestizidapplikationen (Art des Pestizids, Volumen, Frequenz und Zeitpunkt),
- i) Auswirkungen auf Nahrungsnetze.

Der in Europa angebaute gentechnisch veränderte BT-Mais „MON810“ verursacht zahlreiche Probleme:

- > Durch die Genmanipulation kommt es zu ungeplanten und ungewollten Veränderungen im Erbgut und im Stoffwechsel der Pflanzen.
- > Über Pollenflug und Vermischung kommt es zu Kontamination von Ernte und Lebensmitteln.
- > Der Mais bildet ein Gift gegen Insekten, das sonst nur in Bakterien vorkommt, jetzt aber zum festen Bestandteil von Futter- und Lebensmitteln wird, und sich in der Umwelt anreichern kann.

Obwohl der Mais bereits vor etwa 10 Jahren zugelassen wurde, sind seine Effekte auf die Umwelt, Menschen und Tiere weitgehend unerforscht. Im April 2007 lief die Zulassung des BT-Maises „MON810“ in der EU aus, er muss von den Behörden erneut geprüft werden.

Aus diesem Anlass hat Greenpeace aktuelle Forschungsergebnisse aus Deutschland und anderen Ländern zusammengestellt, die das Ausmaß der offenen Fragen und Risiken deutlich machen.

Aus den vorliegenden Erkenntnissen zeigt sich, dass der kommerzielle Anbau des Gen-Maises verboten werden muss, weil er mit dem in der EU gesetzlich verankerten Prinzip der Vorsorge nicht vereinbar ist.

Greenpeace Österreich / Zentral- & Osteuropa, Siebenbrunnengasse 44, A-1050 Wien;
E-Mail: office@greenpeace.at

Greenpeace Schweiz, Heinrichstraße 147, CH-8005 Zürich;
E-Mail: gp@greenpeace.ch

Greenpeace Luxemburg, 34 Avenue de la Gare, L-4130 Esch/Alzette;
E-Mail: greenpeace@pt.lu

Greenpeace e.V., 22745 Hamburg Tel. 040/306 18 - 0, Fax 040/306 18 - 100
E-Mail: mail @ greenpeace.de, Politische Vertretung Berlin, Marienstr. 19-20, 10117 Berlin
Tel. 030/30 88 99-0, Fax 030/30 88 99-30 Internet: www.greenpeace.de