



## **AGRO-GENTECHNIK & NATURSCHUTZ**

Auswirkungen des Anbaus von gentechnisch veränderten Pflanzen auf die biologische Vielfalt



## **Impressum**

© NABU – Naturschutzbund Deutschland e.V.

NABU  
Invalidenstraße 112  
10115 Berlin  
Telefon: 030 / 28 49 84-0  
E-Mail: [NABU@NABU.de](mailto:NABU@NABU.de)  
Internet: [www.NABU.de](http://www.NABU.de)

Text: Benno Vogel  
Redaktion: Steffi Ober  
Layout und Druck: externbrink und weber, Köln, [www.exweb.de](http://www.exweb.de)  
Bezug: Einzelexemplare dieser Broschüre erhalten Sie gegen sieben  
Briefmarken à 55 Cent beim NABU-Infoversand, 53223 Bonn  
Bildnachweis: NABU S. Zibolsky, NABU S. Bosch, F. Pilking  
1. Auflage: Februar 2005

Die Erstellung und Veröffentlichung dieser Studie wurde gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz (BfN) mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU). Die Studie gibt die Auffassung und Meinung der Zuwendungsempfänger wider und muss nicht mit der Auffassung der Förderer übereinstimmen.



# Inhalt



<b>1. Einleitung</b> .....	3
----------------------------	---



<b>2. Wirkungen des großflächigen Anbaus transgener Pflanzen</b> .....	4
2.1 Primäre Wirkungen des Anbaus von transgenen Pflanzen .....	4
2.1.1 Verwilderung .....	4
2.1.2 Auskreuzung .....	5
2.1.2.1 Auskreuzung auf Wildpflanzen .....	6
2.1.2.2 Auskreuzung auf Kulturpflanzen .....	7
2.1.2.3 Auskreuzung auf Landsorten und -rassen .....	8
2.1.3 Wirkungen auf die Nahrungskette .....	8
2.1.3.1 Prädatoren und Parasiten .....	10
2.1.3.2 Hyperparasiten .....	13
2.1.3.3 Bestäuber .....	13
2.1.3.4 Schmetterlinge .....	13
2.1.3.5 Regenwürmer .....	14
2.1.3.6 Springschwänze .....	15
2.1.3.7 Mykorrhiza .....	15
2.1.3.8 Bodenmikroorganismen .....	16
2.1.4 Horizontaler Gentransfer .....	16
2.1.5 Rekombination viraler Sequenzen .....	18
2.2 Sekundäre Folgewirkungen .....	18
2.2.1 Veränderung der landwirtschaftlichen Anbaupraxis .....	18
2.2.2 Veränderte Lebensräume und Landschaften .....	19
2.2.3 Wirkung auf den Ökolandbau .....	20
2.3 Exkurs: Wirkungen der transgenen Pflanzen der zweiten und dritten Generation .....	20



<b>3. Rechtlicher Umgang mit transgenen Pflanzen</b> .....	22
3.1 Risikoabschätzung .....	22
3.1.1 Daten und Methoden .....	22
3.1.2 Unsicheres Wissen .....	24
3.1.3 Fehlende Schadensdefinition .....	24
3.1.4 Normative Referenzgrundlagen .....	25
3.2 Monitoring .....	25
3.2.1 Verschobene Vorsorge .....	26
3.2.2 Methoden und Verfahren .....	26
3.2.3 Referenzflächen .....	26
3.2.4 Frühwarnsystem und Handlungskriterien .....	27
3.3 Vorsorgeprinzip .....	27
3.4 Genehmigungsverfahren .....	28
3.4.1 EU-Ebene .....	29
3.4.1.1 Spielraum der Mitgliedstaaten .....	29
3.4.1.2 Europäische Lebensmittelbehörde .....	30
3.4.2 Genehmigungsverfahren in Deutschland .....	31
3.4.2.1 Zentrale Kommission für biologische Sicherheit .....	31
3.5 Schutz ökologisch sensibler Gebiete .....	32
3.5.1 EU-Ebene .....	32
3.5.2 Deutschland .....	32



---

<b>4. Naturschutz, Agrogentechnik und biologische Vielfalt</b> .....	34
4.1 Landwirtschaft und biologische Vielfalt .....	34
4.2 Agrochemiekonzerne und biologische Vielfalt .....	35
4.3 Transgene Pflanzen und biologische Vielfalt .....	36
4.3.1 Wirkungen auf die Agrobiodiversität .....	36
4.3.1.1 Geplante Agrobiodiversität .....	36
4.3.1.2 Assoziierte Agrobiodiversität .....	37
4.3.2 Wirkungen auf die biologische Vielfalt außerhalb der Ackerflächen ...	37
4.3.2.1 Genetische Vielfalt .....	37
4.3.2.2 Artenvielfalt .....	37
4.3.2.3 Vielfalt der Lebensräume und Ökosysteme .....	38
4.4 Staat und Agrogentechnik .....	38



---

<b>5. Empfehlungen</b> .....	40
------------------------------	----



---

<b>6. Literatur</b> .....	42
---------------------------	----

<b>Glossar</b> .....	58
----------------------	----



## 1. Einleitung

In den letzten 50 Jahren hat die Landwirtschaft vor allem das Ziel verfolgt, die Erträge zu steigern. Die Strategie, die sie dazu anwandte, beruht auf vier Faktoren: Erstens der Dominanz einiger weniger Arten im Agrarsystem, zweitens der Dominanz von wenigen, leistungsfähigen Sorten innerhalb der Arten, drittens dem Einsatz von Agrochemikalien, um den gewählten Arten und Sorten optimale Bedingungen zu schaffen, und viertens der immer weiteren Verbreitung von Agrarsystemen, für die die Faktoren eins bis drei charakteristisch sind. Die Folgen für die Umwelt sind bekannt: ausgeräumte Landschaften, erodierte Böden und verarmte Flora und Fauna. Jetzt bieten die vier weltweit agierenden Agrochemiekonzerne Monsanto, Bayer, Syngenta und DuPont den Landwirten Europas gentechnisch veränderte Sorten an – allen voran herbizid- und schädlingsresistente Raps-, Mais, Soja-, Zuckerrüben- und Baumwollsorten. Mit diesen neuen Sorten – so die Werbung der Konzerne – soll der Einsatz von Agrochemikalien verringert und die Landwirtschaft somit nachhaltiger werden. Doch während die Agrochemiekonzerne mit ihren neuen Sorten auf den europäischen Markt drängen, herrscht gleichzeitig eine große Unsicherheit darüber, welche Folgen der großflächige Anbau transgener Pflanzen für die biologische Vielfalt haben wird.

Der Schutz der biologischen Vielfalt ist eines der zentralen Anliegen des Naturschutzes. Durch bewahrende, wiederherstellende und gestaltende Tätigkeiten versuchen amtliche und ehrenamtliche Naturschützerinnen und Naturschützer die Vielfalt an Lebensräumen, die Vielfalt der Arten wie auch die genetische Vielfalt innerhalb der Arten zu schützen. Eines der wichtigsten Instrumente zum Schutz der biologischen Vielfalt ist die Erhaltung und Ausweitung von Flächen, auf denen sich naturnahe Lebensräume befinden und auf denen der Naturschutz Priorität vor allen anderen Interessen hat. Die Bemühungen des Naturschutzes gehen jedoch über den alleinigen Gebietsschutz hinaus. Da viele wild lebende Pflanzen und Tiere oft nur dann überleben können, wenn sie in der Agrarlandschaft Lebensräume und Nahrung finden, richtet sich der Blick des Naturschutzes auch auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Dort könnten in Zukunft transgene Sorten wachsen. Die Europäische Union hat Anfang 2004 das Moratorium für die Genehmigungsverfahren aufgehoben. Damit steht den Agrochemiekonzernen der Weg offen, transgene Sorten auf die hiesigen Felder zu bringen. Die Weltnaturschutzunion IUCN will diesen Weg mindestens vorübergehend wieder schließen. Im November 2004 verabschiedeten ihre Mitglieder auf der Generalversammlung in Bangkok mit großer Mehrheit eine Resolution, die ein weltweites Moratorium für die Freisetzung von transgenen Pflanzen verlangt. Die Mitglieder betonten dabei, dass sich die Folgen des großflächigen Anbaus transgener Pflanzen zurzeit kaum adäquat abschätzen lassen, und verlangten eine konsequente Umsetzung des Vorsorgeprinzips: transgene Pflanzen sollen erst dann freigesetzt werden dürfen, wenn ohne berechtigte Zweifel gezeigt werden kann, dass sie weder die biologische Vielfalt noch Menschen und Tiere gefährden.

Wie wirkt sich der großflächige Anbau transgener Pflanzen auf die biologische Vielfalt aus? Können Naturschutzgebiete vor negativen Einflüssen transgener Pflanzen geschützt werden? Und wer entscheidet in der EU und in Deutschland darüber, auf welche Art das Vorsorgeprinzip umgesetzt wird? Das sind drei der Fragen, die die vorliegende Arbeit beantworten will. Das Kapitel 2 stellt dazu die primären und sekundären Folgewirkungen des Anbaus transgener Pflanzen näher dar und versucht dabei jeweils, den aktuellen Wissensstand widerzugeben, die bestehenden Unsicherheiten aufzuzeigen und die möglichen Folgen für den Naturschutz zu benennen. Da der Umgang mit transgenen Pflanzen wesentlich mitbestimmt, ob und welche Folgewirkungen transgener Pflanzen eintreffen werden, wird in Kapitel 3 das rechtliche Rahmenwerk vorgestellt, das in der EU und in Deutschland den Umgang regelt. Dabei wird dargestellt, wer in den Genehmigungsverfahren wie viel Entscheidungsmacht hat, welchen Stellenwert das Vorsorgeprinzip erhält und wie ökologisch sensible Gebiete rechtlich vor dem Einfluss transgener Pflanzen geschützt werden können. Zudem geht Kapitel 3 der Frage nach, ob die Vorschriften zur Risikoabschätzung und zum Monitoring ausreichen, den Schutz der biologischen Vielfalt zu gewährleisten. Das Kapitel 4 beschreibt schließlich die Werte der biologischen Vielfalt, geht auf die Einflüsse der konventionellen Landwirtschaft ein und fasst zusammen, wie die bisher entwickelten transgenen Pflanzen auf die verschiedenen Ebenen der biologischen Vielfalt wirken können. Zudem benennt das Kapitel, welche Interessen die Agrochemiekonzerne verfolgen und welche Rolle der Staat bei der Entwicklung transgener Pflanzen spielt. In Kapitel 5 werden zusammenfassend Empfehlungen gegeben und geschildert, wie das von der IUCN geforderte Moratorium Zeit bringen könnte, um einen vorsorgenden Umgang mit transgenen Pflanzen zu entwickeln. Die wichtigsten Fachausdrücke werden im anschließenden Glossar erklärt. Eine umfangreiche aktuelle Literaturliste dient jedem Leser als Quelle für eigene Recherchen.



## 2. Wirkungen des großflächigen Anbaus transgener Pflanzen

Der großflächige Anbau transgener Pflanzen kann sich verschieden auf die Umwelt auswirken – einerseits durch primäre Wirkungen, die durch die transgene Pflanze selbst hervorgerufen werden, andererseits durch sekundäre Folgewirkungen, die zwar ebenfalls auf den Einsatz der transgenen Pflanze zurückgehen, jedoch nicht durch den Organismus selbst verursacht werden, sondern durch die Art des Anbaus vermittelt sind (Lemke & Winter 2001). Aus Sicht des Naturschutz ist der großflächige Anbau transgener Pflanzen kritisch zu beurteilen, da er aufgrund seiner verschiedenen möglichen Folgewirkungen im Konflikt zum Ziel des Naturschutzes stehen kann (Benzler 2004, Lemke 2003, Vogel & Jans 2001, Bohn & Benzler 2001, Lemke & Winter 2001).

**Das Ziel des Naturschutzes ist, die Natur und Landschaft so zu schützen und zu pflegen, dass die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts, die Regenerationsfähigkeit der Naturgüter, die Artenvielfalt sowie die Vielfalt, Eigenart und Schönheit sowie der Erholungswert von Natur- und Landschaft auf Dauer gesichert sind.** Da die primären und sekundären Folgewirkungen des großflächigen Anbaus transgener Pflanzen sowohl landwirtschaftlich genutzte Flächen als auch naturnahe Lebensräume betreffen und somit Natur und Landschaft auf verschiedenste Weise beeinflussen können, ist aus Sicht des Naturschutzes äußerste Vorsicht beim Umgang mit transgenen Pflanzen geboten. Dies gilt vor allem auch deshalb, weil einige der Folgewirkungen irreversible Konsequenzen haben können.

Wissenschaftlich ist es unmöglich, die ökologischen Folgen transgener Pflanzen sicher vorauszusagen (Sukopp 2004). Die Komplexität der Umwelt und die Langfristigkeit ökologischer Prozesse verhindern die Generierung von sicherem Wissen. Was bleibt, ist eine Unsicherheit, die durch gezielte Forschung und Freisetzungsversuche reduziert werden kann – oder besser gesagt: reduziert werden könnte. Denn freigesetzt und angebaut werden transgene Pflanzen zwar oft, aber ihre Folgen für die Umwelt werden zu selten erforscht. Auch wenn in den letzten Jahren die Risikoforschung in einigen Ländern intensiviert wurde und die EU zum Beispiel in den 1990er Jahren rund 70 Millionen Euro für 81 Biosicherheitsprojekte ausgab (Saeglitz & Bartsch 2003), so liegt die Erforschung der ökologischen Risiken transgener Pflanzen immer noch weit hinter der Kommerzialisierung dieser Pflanzen zurück. So weisen Forschende immer wieder darauf hin, dass das vorhandene Wissen nicht beweiskräftig genug sei, um die Folgewirkungen adäquat abschätzen zu können, und dass deshalb mehr Forschung notwendig sei (zum Beispiel Dunfield & Germida 2004, Letourneau et al. 2003, Ervin et al. 2003, Stewart et al. 2003, Barret et al. 2001, Jank & Gaugitsch 2001, Wolfenbarger & Phifer 2000). Hinzu kommt, dass erst in jüngerer Zeit Rahmenwerke entstanden sind, die darlegen, welche Daten wie erhoben werden sollten, damit eine adäquate Risikoabschätzung möglich wird (Hayes 2004, Andow & Hilbeck 2004, Wilkinson 2004, Poppy 2004, Kowalchuk et al. 2003, Wilkinson et al. 2003, Marvier 2002).

Die folgenden Abschnitte stellen die einzelnen primären und sekundären Folgewirkungen des Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzen näher dar und versuchen dabei jeweils, den aktuellen Wissensstand widerzugeben, die bestehenden Unsicherheiten aufzuzeigen und die möglichen Folgen für den Naturschutz zu benennen.

### 2.1 Primäre Wirkungen des Anbaus von transgenen Pflanzen

Abhängig vom Phänotyp der transgenen Pflanze und der biogeographischen Region, in welcher der Anbau erfolgt, sind unterschiedliche primäre Wirkungen denkbar: transgene Pflanzen können von den Anbauflächen entweichen und in naturnahe Biotope einwandern, sie können ihre neuen Gene an verwandte Wildpflanzen oder kompetente Bakterien weitergeben, sie können zur Entstehung neuer Viren führen und sie können auf Nichtziel-Organismen wirken (Snow et al. 2004, Sandermann 2004, Conner et al. 2003, Hails 2002, 2000, Dale et al. 2002, Wolfenbarger & Phifer 2000). Im Folgenden wird auf diese primären Wirkungen näher eingegangen.

#### 2.1.1 Verwilderung

Breiten sich transgene Pflanzen außerhalb ihrer Anbauflächen aus, so spricht man von Verwilderung. Der Prozess kann irreversibel sein: Haben sich die transgenen Pflanzen einmal außerhalb der Anbaufläche etabliert, so dürften sie kaum mehr rückholbar sein. Aus naturschutzfachlicher Sicht ist die Verwilderung transgener Pflanzen unerwünscht, da dadurch Wirkungen auf die biologische Vielfalt möglich werden. Etablieren sich transgene Pflanzen in naturnahen Lebensräumen oder in Naturschutzgebieten, so können sie dort mit den lokalen Wildpflanzen konkurrieren und diese unter Umständen verdrängen. Ferner können sie je nach transgener Eigenschaft auch schädliche Wirkungen entfalten, die vorher überwiegend auf die Anbauflächen beschränkt waren. So können



sie auf die Nahrungskette wirken (siehe Abschnitt 2.1.3) oder ihre Gene auf die lokalen Mikroorganismenpopulationen weitergeben (siehe Abschnitt 2.1.4). Verwilderte transgene Pflanzen widersprechen dem Ziel des Naturschutzes, die biologische Vielfalt zu schützen und die Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft zu sichern. Das Verwildernspotenzial hängt von der Kulturpflanzenart sowie von der eingeführten transgenen Eigenschaft ab. Bei den Kulturpflanzenarten geht man im Allgemeinen davon aus, dass die Mehrheit der heute genutzten Arten nur beschränkt in der Lage ist, sich in der Natur außerhalb der Anbauflächen auszubreiten, weil sie unter anderem durch die Züchtung die Wildeigenschaften verloren haben und sich deshalb nicht gegen die Konkurrenz der Wildpflanzen durchsetzen können (Conner et al. 2003). Doch es gibt auch Ausnahmen. So können zum Beispiel Raps oder Zuckerrüben immer wieder auch außerhalb der Felder angetroffen werden (Breckling et al. 2003, Gollmann & Pascher 1998). Und wenn man Pflanzenarten wie etwa Gräser oder Bäume betrachtet, deren gentechnische Erschließung noch in der Entwicklung steckt, so ist ebenfalls von einem Invasionspotenzial auszugehen. Bis heute weiß man allerdings nicht genau welche Charakteristika eine Pflanze aufweisen muss, damit sie verwildern kann. Während manche Forscher davon ausgehen, dass die Invasionsfähigkeit auf mehrere verschiedene Eigenschaften zurückgeht und das Einfügen eines einzelnen Gens kaum einen Einfluss haben kann, sagen andere, dass selbst kleine genetische Veränderungen große ökologische Veränderungen verursachen können (Dale et al. 2002, Wolfenbarger & Phifer 2000). Übereinstimmung herrscht darin, dass den Pflanzen, die bereits eine Neigung zur Verwildern haben, besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden sollte.

Sweet et al. (1999) haben die Transgene sowie die Kulturpflanzenarten in verschiedene Risikogruppen unterteilt. Bei den Transgenen gehen die Autoren davon aus, **dass diejenigen Gene ein hohes Risiko darstellen, die die Fitness erhöhen – dazu gehören alle Resistenzgene. Bei den Pflanzenarten stellen etwa Mais, Kartoffeln und Sonnenblumen ein geringes, Hafer, Raps und Zuckerrüben ein mittleres und Baum- sowie winterharte Grasarten ein hohes Risiko dar.**

Neben der eingeführten transgenen Eigenschaft könnte auch der gentechnische Eingriff an sich die Pflanze über pleiotrope Effekte so verändern, dass ihr Verwildernspotenzial beeinflusst wird. So fand man zum Beispiel bei herbizidresistenter Ackerschmalwand (*Arabidopsis thaliana*) eine erhöhte Auskreuzungsrate (Bergelson et al. 1998) und bei Bt-Baumwolle ein verändertes Muster der flüchtigen Stoffe (Yan et al. 2004).

Die Abschätzung des Verwildernspotenzials von transgenen Pflanzen ist mit einer großen Unsicherheit verbunden. Da die Verwildern und die Etablierung sehr langsam verlaufende Prozesse sein können, sind sie einer experimentellen Untersuchung kaum zugänglich. Nichtsdestotrotz sollten vor der Kommerzialisierung einer transgenen Pflanze Daten erhoben werden, um das Verwildernspotenzial adäquat abschätzen zu können. Dazu sind mehrjährige Feldversuche in all den biogeographischen Regionen, in denen die transgene Pflanze angebaut werden soll, erforderlich. Auch wenn die Daten aus diesen Feldversuchen Hinweise auf das Verwildernspotenzial geben können, wird ein gewisses Ausmaß an Unsicherheit immer bleiben (Dale et al. 2002).

Bisher wurden erst wenige Freilandversuche zum Verwildernspotenzial transgener Pflanzen durchgeführt. Am besten untersucht worden sind dabei herbizidresistente Pflanzen. Die erhobenen Daten weisen darauf hin, dass herbizidresistente Raps-, Mais- und Zuckerrübenpflanzen in der Abwesenheit des Herbizides kein erhöhtes Verwildernspotenzial aufweisen (Crawley et al. 2001, 1993, Snow et al. 1999, Lavigne et al. 1998, Hails et al. 1997). Neben der Herbizidresistenz wurde auch die Insektenresistenz untersucht und zwar bei Raps und Kartoffeln. Bei Bt- und Lektinkartoffeln konnte dabei kein erhöhtes Verwildernspotenzial beobachtet werden (Crawley et al. 2001). Anders bei Bt-Raps: hier zeigen die Resultate, dass die transgene Eigenschaft unter Schädlingsdruck die Konkurrenzkraft erhöht, womit die Wahrscheinlichkeit einer Verwildern steigt, falls der Schädling in naturnahen Lebensräumen einen Selektionsdruck ausübt (Ramachandran et al. 2000, Stewart et al. 1997).

### Fazit:

Es gibt bisher kaum Hinweise darauf, dass die bereits kommerzialiserten transgenen Pflanzen eine erhöhte Persistenz oder Invasivität besitzen. Das Beispiel mit dem Bt-Raps zeigt jedoch, dass in Zukunft transgene Pflanzen mit einem erhöhten Verwildernsrisiko auf den Markt kommen könnten. Auch wenn noch keine Daten vorhanden sind, so ist auch bei den zukünftigen transgenen Pflanzen mit einem erhöhten Risiko zu rechnen, die resistent gegen Insekten, Pilze, Bakterien und Viren oder tolerant gegen Salz, Kälte und Stress sein werden. Denn diese Pflanzen könnten überall dort einen Vorteil haben, wo Viren, Insekten oder kaltes Klima bisher die Ausbreitung verhindert haben.

### 2.1.2 Auskreuzung

Transgene Pflanzen können ihre fremden Gene an verwandte Wildpflanzen und Kulturpflanzen sowie auch an Landrassen und -sorten weitergeben (Gepts & Papa, Papa 2003). Im Folgenden werden die unterschiedlichen Auskreuzungspartner separat betrachtet.



## 2. Wirkungen des großflächigen Anbaus transgener Pflanzen

### 2.1.2.1 Auskreuzung auf Wildpflanzen

Ein Genfluss von Transgenen auf Wildpflanzen ist dann möglich, wenn innerhalb der Pollenreichweite transgener Pflanzen verwandte Wildpflanzen wachsen, die sexuell kompatibel sind und gleichzeitig blühen. Befruchtet ein transgener Pollen eine wilde Pflanze und wächst aus den resultierenden Samen eine neue Pflanze, so entsteht ein so genannter Hybride. Sind die Hybriden lebensfähig und geben sie das Transgen an ihre Nachkommen weiter, so besteht die Möglichkeit, dass sich das fremde Gen in der Wildpopulation ausbreitet. Findet die Ausbreitung statt, so spricht man von Introgression.

Die Introgression eines Transgens in Wildpflanzen verändert die genetische Grundausstattung einer Population und damit auch der genetischen Grundlage, auf der sich kurzfristig wirkende Evolutionsprozesse bilden können. Anders ausgedrückt: **eine Introgression von Transgenen kann die Möglichkeit einer Population verändern, flexibel auf sich ändernde Umweltbedingungen zu reagieren** (Lemke 2003, Lemke & Winter 2001). Bisher blieb die Frage weitgehend unbeachtet, wie sich die Verletzung der genetischen Integrität auf die Evolution der Genome von Pflanzenarten auswirken. Mögliche Auswirkungen sind genetische Assimilation und demographische Verdrängung (Gepts & Papa 2003, Haygood et al. 2003). Genetische Assimilation findet dann statt, wenn Gene der Wildpflanze durch Gene der transgenen Kulturpflanze ersetzt werden. Die genetische Assimilation ist aus naturschutzfachlicher Sicht unerwünscht, da die Integrität und genetische Reinheit lokaler Wildpflanzenarten im Naturschutz einen großen Wert besitzen. Aufgrund dieses hohen Wertes ist das Vorhandensein von Transgenen in Wildpopulationen auch dann störend, wenn die Transgene keine direkte Gefährdung für die Umwelt darstellen sollten.

Wie die genetische Assimilation widerspricht auch der Prozess der demographischen Verdrängung den Zielen des Naturschutzes. Eine demographische Verdrängung kann dann stattfinden, wenn die hybriden Wildpflanzen weniger fertil sind als ihre Elternpflanzen. Als Konsequenz schrumpft die Population. Aus naturschutzfachlicher Sicht ist dies unerwünscht, weil kleinere Populationen empfindlicher auf Umweltveränderungen und Inzuchtdepression reagieren. Die genetische Assimilation kann die demographische Verdrängung zudem noch verschärfen, weil kleinere Populationen eher von Pollen der Kulturpflanzen befruchtet werden als große Populationen. Die erfolgreiche Introgression von Transgenen könnte zu einem Verlust der natürlichen genetischen Vielfalt führen und damit zur genetischen Erosion beitragen (SRU 2004a). Da jedoch nur sehr wenig über den Grad und die Bedeutung lokaler genetischer Differenzierungen in Wildpopulationen bekannt ist, fehlt es damit auch an objektiven Einschätzungen darüber, welchen potenziellen Verlust und welchen Schaden die Introgression von Transgenen hervorrufen kann.

Die möglichen Wirkungen einer erfolgreichen Introgression gehen über den Verlust lokaler genetischer Differenzierung hinaus. Sobald sich ein Transgen in einer Wildpopulation etabliert hat, werden eine Reihe weiterer Wirkungen denkbar: die „transgene Wildpopulation“ kann ihrerseits das Transgen an andere verwandte Wildpflanzenarten weitergeben, sie kann invasiv werden, neue Lebensräume erobern und dort andere Arten verdrängen (siehe Abschnitt 2.1.1), sie kann das Transgen auf Mikroorganismen übertragen, die mit ihr in Kontakt kommen (siehe Abschnitt 2.1.4), und sie kann auf die Nahrungskette wirken (siehe Abschnitt 2.1.3). Aus Sicht des Naturschutzes sind die beschriebenen Wirkungen unerwünscht.

Die Introgression von Transgenen in Wildpopulationen könnte nicht nur in naturnahen Lebensräumen, sondern auch auf Ackerflächen Probleme verursachen. Anlass zur Sorge geben hier vor allem die herbizidresistenten transgenen Pflanzen. Übertragen sie ihre Transgene auf Wildpflanzen, so können neue Unkräuter entstehen, für deren Bekämpfung zusätzliche Herbizide eingesetzt werden müssten.

Aufgrund der bisher vorhandenen Daten lässt sich sagen, dass die spontane Auskreuzung mit Wildarten bei vielen Kulturpflanzen die Regel ist. Zwölf der dreizehn wichtigsten Kulturpflanzenarten haben irgendwo auf der Welt einen oder mehrere Kreuzungspartner (Ellstrand et al. 1999). Für mindestens 48 kultivierte Pflanzenarten gibt es substantielle Hinweise, dass sie an bestimmten Orten mit einer oder mehreren Wildarten kreuzen können (Ellstrand 2003). Untersuchung aus den Niederlanden und Großbritannien ergaben, dass ein Viertel beziehungsweise ein Drittel der Kulturpflanzen spontan mit einer oder mehreren lokalen Wildpflanzen hybridisiert (de Vries et al. 1992, Raybould & Gray 1993). Während für die Niederlande (de Vries et al. 1992), das Großbritannien (Raybould & Gray 1993) sowie auch für die Schweiz (Ammann et al. 1996) und Norwegen (Nurminiemi & Rognli 1993) Daten vorhanden sind, fehlt eine entsprechende Übersicht für Deutschland. Was die in der EU kommerzialisierten oder zur Kommerzialisierung beantragten transgenen Pflanzenarten betrifft, so ist von Raps und Zuckerrübe bekannt, dass sie in Deutschland mit verwandten Wildpflanzen hybridisieren können<sup>1</sup>.

Die bisherige Forschung hat sich vor allem darauf konzentriert, die Häufigkeit zu bestimmen, mit der Kultur- und Wildpflanzen hybridisieren (Poppy 2004, Wilkinson et al. 2003). Da diese Daten jedoch häufig auf lokaler





Ebene erhoben wurden, können sie kaum dazu verwendet werden, die Wahrscheinlichkeit von Gentransferereignissen in großräumigen Regionen vorauszusagen (Wilkinson et al. 2003).

Viele Untersuchungen haben sich somit darauf beschränkt, die Bildung von Hybriden nachzuweisen. Damit lässt sich das Risiko jedoch nicht adäquat abschätzen. Denn dazu sind auch Daten über die mögliche Introgression des Transgens sowie über die Fitness und die Wirkung der Hybriden notwendig (Vacher et al. 2004, Stewart et al. 2003). Die Introgression der Transgene ist bisher selten untersucht worden. Aufgrund der vorhandenen Daten kann man davon ausgehen, dass die Transgene dann in den Wildpopulationen überdauern werden, wenn sie ohne schädliche Wirkung für die Empfängerpflanzen sind (Ellstrand 2003).

Wie die Introgression ist auch die Fitness der Hybride bisher selten erforscht worden. Snow et al. (1999) untersuchten die Hybriden zwischen herbizidresistentem Raps und Rübsen (*Brassica rapa*) und stellten dabei fest, dass das Transgen weder einen positiven noch einen negativen Effekt auf die Fitness hat. Anders sieht das Resultat aus, wenn Rübsen und Bt-Raps hybridisieren. Hier kann das Bt-Toxin dann die Fitness der Hybriden erhöhen, wenn der Schädlingsdruck hoch ist (Mason et al. 2003, Vacher et al. 2004). Wie hoch der Schädlingsdruck in naturnahen Lebensräumen ist, ist jedoch nicht bekannt. Auch Untersuchungen zu Hybriden bei der Sonnenblume zeigen, dass die Resultate je nach Transgen unterschiedlich ausfallen können. So blieb die Fitness der hybriden wilden Sonnenblumen unter natürlichen Bedingungen unverändert, wenn das Transgen Pilzresistenz verlieh (Burke & Rieseberg 2003), sie erhöhte sich hingegen, wenn das Transgen (Bt) die Hybriden schädlingsresistent machte (Snow et al. 2003).

Während einzelne Untersuchungsergebnisse zur Introgression und zur Fitness vorhanden sind, fehlen experimentelle Daten über mögliche, langfristige Wirkungen der transgenen Hybridpflanzen gänzlich (Bhatia & Mitra 2003). Ohne diese Daten bleibt die Risikoabschätzung jedoch unvollständig. Für eine adäquate Abschätzung des Risikos bräuchte man zudem auch noch Daten darüber, ob und wie naturnahe Lebensräume die Etablierung von transgenen Hybridpflanzen beeinflussen (Hails 2002). Doch auch hier weist das Wissen viele Lücken auf. Kurzum und in den Worten von Stewart et al. (2003): „Es bleibt noch viel Forschung zu tun, bis wir die Risiken vollständig verstehen, die mit der Introgression von transgenen Pflanzen verknüpft sind.“

### Fazit:

Da die Introgression von Transgenen den Zielen des Naturschutzes widerspricht und die biologische Vielfalt beeinträchtigen kann, sollte der Anbau von transgenen Pflanzen, die in Deutschland verwandte Kreuzungspartner besitzen, so lange auf ein Minimum beschränkt oder ganz untersagt werden, bis die bestehenden Wissenslücken geschlossen sind. Dazu ist es notwendig, vor der Kommerzialisierung auch die möglichen transgenen Hybriden experimentell zu untersuchen. Laut geltendem Recht darf niemand eine transgene Pflanze freisetzen, ohne sie vorher zu prüfen. Indirekt geschieht dies jedoch genau dann, wenn über die Auskreuzung transgener Hybriden entstehen.

### 2.1.2.2 Auskreuzung auf Kulturpflanzen

Transgene Pflanzen können ihre fremden Gene auch auf Kulturpflanzen der gleichen Art weitergeben. Die Häufigkeit des Genflusses hängt dabei unter anderem von der jeweiligen Auskreuzungsrate ab. **Raps, Mais und Zuckerrüben zum Beispiel gehören zu den Arten, bei denen die Frequenz hoch sein kann, Weizen, Gerste und Kartoffeln hingegen zu den Arten, bei denen Genfluss selten stattfindet** (Eastham & Sweet 2002).

Aus naturschutzfachlicher Sicht ist der Genfluss zwischen Kulturpflanzenarten kritisch zu beurteilen, da er Folgen haben könnte, die den Zielen des Naturschutzes widersprechen. Eine der unerwünschten Folgen liegt in der Beeinträchtigung des ökologischen Landbaus. Werden die biologisch angebauten Pflanzen mit Pollen transgener Pflanzen befruchtet, kann dies ökonomische Verluste verursachen. Falls diese Verluste zu einem Rückgang des ökologischen Landbaus führen würden, hätten sie auch Folgen für den Naturschutz (siehe dazu Abschnitt 2.2.3). Kritisch zu beurteilen ist der Genfluss auch dann, wenn er zwischen zwei transgenen Sorten stattfindet, die verschiedene Transgene besitzen. Tauschen diese Sorten ihre fremden Gene aus, so entsteht in der Umwelt eine neue transgene Pflanze, die, wäre sie im Labor entstanden, vor der Freisetzung einer Sicherheitsprüfung hätte unterzogen werden müssen. Anders gesagt: **Durch das so genannte „gene stacking“ können neue transgene Pflanzen mit unbekanntem Wirkungen für die Umwelt entstehen.** Dass zumindest indirekte Wirkungen möglich sein könnten, zeigt eine Untersuchung, die im Labor zu herbizidresistentem Bt-Mais durchgeführt wurde. Accinelli et al. (2004) wollten wissen, ob das Bt-Toxin im Boden die Persistenz von Glufosinat und Glyphosat beeinflusst, und fanden heraus, dass die beiden Herbizide unter Laborbedingungen tatsächlich länger überdauern.

Dass durch den Genfluss zwischen transgenen Sorten zudem auch neue Unkräuter entstehen könnten, zeigen die Erfahrungen aus dem kommerziellen Anbau in Kanada. Dort werden derzeit vier verschiedene herbizidresistente Rapsorten großflächig angebaut. Drei davon sind gentechnisch verändert und gegen die Herbizide Glufosinat, Glyphosat beziehungsweise Bromoxynil resistent. Die vierte Sorte ist konventionell gezüchtet und weist eine



## 2. Wirkungen des großflächigen Anbaus transgener Pflanzen

Resistenz gegen Imidazolinon auf. Da Raps zu den Pflanzenarten gehört, die eine hohe Auskreuzungsrate haben, sind mittlerweile Rapspflanzen entstanden, die gleichzeitig gegen zwei und sogar drei der Herbizide resistent sind (Clark 2004, Beckie et al. 2003, Downey 1999). Diese zwei- und dreifach resistenten Pflanzen sind schwer kontrollierbar und könnten das notwendig machen, was die transgenen Sorten laut Werbung der Industrie eigentlich hätten verhindern sollen: den vermehrten Einsatz von umweltschädlichen Herbiziden (van Acker et al. 2004, Orson 2002).

### 2.1.2.3 Auskreuzung auf Landsorten und -rassen

Transgene Pflanzen können ihre fremden Gene auf Landrassen weitergeben. Der erste Beweis dafür wurde vor vier Jahren von Quist & Chapela (2001) erbracht. Die beiden Forscher untersuchten im mexikanischen Oaxaca Landrassen von Mais und entdeckten dabei, dass diese mit Transgenen kontaminiert waren. Der Genfluss von Transgenen in Landrassen ist vor allem in den Ursprungszentren der Domestikation der jeweiligen Kulturpflanzenarten von Bedeutung. Welche Folgen er haben kann, ist bisher kaum untersucht worden und deshalb ungewiss (Gepts & Gapa 2003, Nigh et al. 2000). Unerwünscht ist er, weil er den Genpool von solchen Pflanzen verändern kann, die in Zukunft züchterisch interessant werden könnten.

In Deutschland ist die Möglichkeit eines Genflusses auf Landsorten von Bedeutung. Da alte Landsorten hierzulande zum Teil *on farm* gehalten werden, ist der Eintrag von Transgenen grundsätzlich möglich. Unerwünscht ist er, weil Landsorten ein potenzielles Genreservoir für zukünftige Züchtungen sind.

### 2.1.3 Wirkungen auf die Nahrungskette

Pflanzen stehen am Anfang der Nahrungskette. Wie transgene Pflanzen und ihre Transgenprodukte auf wildlebende Arten der Agrarökosysteme und der angrenzenden Lebensräume einwirken, ist deshalb eine der zentralen Fragen in der Risikoforschung (Andow & Hilbeck 2004, Dutton et al. 2003, Groot & Dicke 2002, Poppy 2000, Schuler et al. 1999).

#### Wie kommt das Transgen in die Nahrungskette?

- Verschiedene wildlebende Organismen können direkt mit dem Transgenprodukt in Kontakt kommen. Abhängig von der Konzentration des Produkts und der Empfindlichkeit des jeweiligen Organismus können dabei keine, letale oder subletale Wirkungen möglich werden. Zu den Organismen, die mit dem Transgenprodukt direkt in Kontakt kommen, gehören die Pflanzenfresser (Herbivoren).
- Da das Transgenprodukt unter Umständen auch im Nektar und in Pollen vorhanden sein kann, können aber auch Milben, Bestäuber sowie Prädatoren und Parasiten direkt betroffen sein (Groot & Dicke 2002).
- Eine direkte Exposition ist zudem auch in tritrophischen Interaktionen möglich: Fressen Prädatoren und Parasiten Herbivore, die sich von transgenem Pflanzengewebe ernährt haben, können sie dann mit dem Transgenprodukt in Kontakt kommen, falls dieses in den Herbivoren intakt bleibt (Andow & Hilbeck 2004, Dutton et al. 2003, Groot & Dicke 2002).
- Eine weitere mögliche Expositionsquelle stellt Honigtau dar. Viele an Pflanzen saugende Insekten scheiden einen zuckerhaltigen Kot aus, der als Honigtau bezeichnet wird. Wenn das Transgenprodukt im Honigtau mit ausgeschieden wird, können all diejenigen Tiere exponiert sein, die Honigtau fressen (Romeis et al. 2003). Dazu gehören unter anderem Bienen, Wespen, Schwebfliege und Florfliege.
- Direkte Kontakte mit dem Transgenprodukt sind auch im **Boden** möglich.

Hier sind vor allem zwei Expositionswege wichtig: das Transgenprodukt kann nach der Ernte über das Pflanzenmaterial auf und in den Boden gelangen (Stotzky 2000, Tapp & Stotzky 1998, Donegan et al. 1997) und es kann bei gewissen Pflanzen während der Wachstumsphase durch Wurzelasscheidungen in den Boden ausgeschieden werden (Saxena et al. 2004, 2002, 1999, Saxena & Stotzky 2001, 2000). Zudem kann eine kleine Menge an Transgenprodukten auch über den Pollen auf und in den Boden gelangen. Was den Eintrag über das Pflanzenmaterial betrifft, so spielt die Bodenbearbeitung eine wichtige Rolle. Wird nicht gepflügt, bleiben die Pflanzenreste auf dem Boden konzentriert. Wenn gepflügt wird, gelangen die Pflanzenreste in den Boden, wodurch die Konzentration des Transgenprodukts zwar verdünnt wird, die Anzahl der exponierten Organismen jedoch steigt (Dunfield & Germida 2004). Durch den Eintrag von Transgenprodukten kann sich die Menge von natürlicherweise im Boden vorhandenen Stoffen drastisch erhöhen. Das Bt-Toxin zum Beispiel kommt in vielen Böden vor. **Durch den Anbau von Bt-Mais erhöht sich seine Menge auf den landwirtschaftlichen Flächen um das 2600fache (Blackwood & Buyer 2004). Sind die Transgenprodukte einmal im Boden, so können sie dort unter anderem auf Bakterien, Pilze, Protozoen, Springschwänze, Fadenwürmer und Regenwürmer wirken.**



### Indirekte Wirkungen:

Neben den direkten Wirkungen, die durch den Kontakt mit dem Transgenprodukt entstehen, sind auch indirekte Wirkungen auf die Nahrungskette möglich: einerseits, wenn die transgene Pflanze die Menge und/oder die Qualität des Wirts oder des Beutetiers reduziert, und andererseits, wenn durch den gentechnischen Eingriff Positions- oder pleiotrope Effekte entstehen, die die chemischen oder physikalischen Wirkungen der Pflanze verändern (Dutton et al. 2003). Eine mögliche bedeutsame Veränderung könnte zum Beispiel dann entstehen, wenn das eingeführte fremde Genkonstrukt indirekt so auf die Pflanze wirkt, dass sie neue flüchtige Substanzen bildet. Ökologisch bedeutsam wäre diese Veränderung zum Beispiel deshalb, weil Parasiten ihre Wirtshabitate unter anderem auch anhand flüchtiger Pflanzensubstanzen erkennen (Yan et al. 2004, Schuler et al. 1999).

Falls transgene Pflanzen unbeabsichtigt schädlich auf wildlebende Tiere und Mikroorganismen wirken, sind verschiedene Konsequenzen denkbar. Effekte auf die Population hängen davon ab, wie stark und wie wechselhaft einzelne Individuen betroffen sind. Letale Wirkungen verringern die Populationsgröße, was die Gefahr einer lokalen Ausrottung erhöht. Die Gefahr ist auch dann gegeben, wenn Individuen subletal betroffen sind. Da die nicht tödlichen Wirkungen das Wachstum der Population schmälert, könnte deren Größe so weit sinken, dass sie nicht mehr lebensfähig ist (Wolfenbarger & Gonzales-Espinosa 2004). Auswirkungen auf Populationsebene sind zudem auch dann denkbar, wenn die einzelnen Individuen unterschiedlich empfindlich auf die transgene Pflanze oder das Transgenprodukt reagieren. Denn der Verlust der sensiblen Individuen reduziert die genetische Vielfalt innerhalb der Population, was wiederum das Aussterberisiko der Population oder der Art erhöht (Wolfenbarger & Gonzales-Espinosa 2004). Anlass zur Sorge ist des Weiteren auch dann gegeben, wenn eine empfindliche Art bereits selten ist oder eine kleine Population besitzt, da hier die letalen oder subletalen Wirkungen das bereits bestehende Aussterberisiko erhöhen können.

**Transgene Pflanzen und ihre Transgenprodukte wirken primär auf die Individuen und Populationen von Gliederfüßern (Arthropoden), Ringelwürmer (Anneliden), Fadenwürmer (Nematoden), Pilze, Protozoen oder Bakterien. Diese Wirkungen können jedoch auch Konsequenzen für die weitere Nahrungskette und somit auch für Biozöosen und Ökosysteme haben. Reduziert eine transgene Pflanze zum Beispiel die Anzahl der Insekten auf einem Feld, werden Vögel, Fledermäuse, Nagetiere oder Amphibien weniger Nahrung finden (Obrycki et al. 2001). Wirken die transgenen Pflanzen im Boden schädlich auf Individuen und Populationen, so sind unerwünschte Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit möglich.**

Der Schutz der Artenvielfalt, der Biozöosen und Ökosysteme sowie der Bodenfruchtbarkeit ist ein zentrales Anliegen des Naturschutzes. Da transgene Pflanzen am Anfang der Nahrungskette stehen und auf vielfältige Weise auf die biologische Vielfalt wirken können, ist es aus Sicht des Naturschutzes erforderlich, transgene Pflanzen vor der Kommerzialisierung umfassend zu untersuchen. Nur so kann verhindert werden, dass wildlebende Tiere und Pflanzen durch den Anbau von transgenen Pflanzen einem zusätzlichen Druck ausgesetzt werden.

Wie transgene Pflanzen auf die biologische Vielfalt wirken, ist schwierig und nur mit viel Aufwand zu untersuchen. Konzepte, wie die Untersuchungen durchzuführen sind, sind erst in jüngster Zeit entwickelt worden (Andow & Hilbeck 2004, Poppy & Sutherland 2004, Kowalchuk et al. 2003, Dutton et al. 2003). Bis heute fehlen jedoch standardisierte Testverfahren. Einig sind sich die Forschenden bisher allein darin, dass schrittweise vorgegangen werden muss, um das Risiko abzuklären. Wie groß das Risiko ist, hängt von verschiedenen Faktoren ab: der Empfindlichkeit des Organismus, dem Ausmaß der Exposition sowie dem Anteil der Population, die betroffen ist. Am Anfang der schrittweisen Risikoabklärung stehen „worst case“-Versuche im Labor. Hier wird die Empfindlichkeit der Organismen gemessen – entweder durch die Verabreichung des isolierten Transgenprodukts oder durch die Fütterung von Wirts- oder Beutetieren, die zuvor transgenes Pflanzenmaterial gefressen haben. Im zweiten Schritt wird im Labor oder in Halbfeldversuchen untersucht, ob schädliche Wirkungen unter naturnahen Belastungsgraden beobachtet werden können. Am Schluss des Vorgehens stehen schließlich Feldversuche, in denen die Wirkungen auf Populations- oder Gemeinschaftsebene untersucht werden (Poppy & Sutherland 2004, Dutton et al. 2003).

Während das schrittweise Vorgehen zum Standard wird, bleiben wichtige Aspekte der Risikoabklärung weiterhin unklar. Einer davon ist die Auswahl der zu untersuchenden Organismen (Andow & Hilbeck 2004). In Agrarökosystemen können sehr viele verschiedene Arten vorkommen. Aus dieser großen Anzahl müssen einige wenige ausgewählt werden. **Da bei vielen der möglichen Nicht-Zielorganismen Wissenslücken klaffen und weder ihre ökologische Rolle noch ihre Populationsdynamik bekannt sind, wird die Auswahl zu einer schwierigen Aufgabe. Oft erfolgt die Auswahl willkürlich und es werden einfach solche Organismen benutzt, die leicht unter Laborbedingungen gehalten werden können. Damit lassen sich jedoch nicht immer Daten gewinnen, die für die Situation auf den Anbau Feldern relevant sind.**

Zu den Aspekten, die unklar bleiben, gehören auch die Bestimmung der experimentellen Endpunkte und die



## 2. Wirkungen des großflächigen Anbaus transgener Pflanzen

Auswahl der Testmethoden (Andow & Hilbeck 2004). Beide Aspekte prägen die Stichhaltigkeit der Daten maßgeblich. Standards fehlen hier jedoch. Da verschiedene Forschungsgruppen unterschiedliche Endpunkte und Methoden verwenden, sind die vorhandenen Resultate oft nicht vergleichbar.

Die bisherige Forschung hat sich vor allem auf die möglichen Wirkungen an der Bodenoberfläche konzentriert. Vernachlässigt wurde hingegen die Frage, wie transgene Pflanzen im Boden auf Nicht-Zielorganismen wirken (Kowalchuk et al. 2003).

Ein weiteres Manko: Die Wirkungen auf Nicht-Zielorganismen wurden bisher hauptsächlich an insektenresistenten Pflanzen durchgeführt. Obwohl die insektenresistenten Pflanzen intuitiv diejenigen sein mögen, die am wahrscheinlichsten eine Wirkung zeigen, sollten auch die anderen transgenen Pflanzen untersucht werden. Denn durch Positions- und pleiotrope Effekte könnten die Eigenschaften der Pflanze so verändert werden, dass Wirkungen auf Nicht-Zielorganismen möglich werden (Schuler et al. 1999).

Wie transgene Pflanzen auf Populationen der verschiedenen Nicht-Zielorganismen und damit auch auf Biozöosen und Ökosysteme wirken, kann bis heute nicht abschließend beantwortet werden. Denn die meisten bisherigen Untersuchungen haben sich darauf beschränkt, in Laboruntersuchungen oder Kleinfeldversuchen Änderungen in der Überlebensrate und der Reproduktion einzelner Organismen zu messen, ohne dabei jedoch mögliche Effekte auf Gemeinschafts- und Ökosystemebene zu untersuchen. Dass es Hinweise auf mögliche schädliche Wirkungen gibt, wird im Folgenden für einzelne Organismengruppen näher dargestellt.

### 2.1.3.1 Prädatoren und Parasiten

Prädatoren und Parasiten kommen natürlicherweise in landwirtschaftlich genutzten Feldern vor und spielen eine wichtige Rolle in der Regulation von Schädlingspopulationen. Sie gehören taxonomisch verschiedenen Gruppen an und zeigen beträchtliche Variationen in ihren Lebensstrategien.

Transgene Pflanzen können auf unterschiedliche Weise unerwünscht auf Prädatoren und Parasiten einwirken. Indirekt zum Beispiel dann, wenn sie die Zahl der Nicht-Zielherbivoren so stark reduzieren, dass die Prädatoren und Parasiten zu wenig Nahrung finden. Direkte Einwirkungen sind möglich, wenn die Prädatoren und Parasiten Beutetiere beziehungsweise Wirte fressen, die zuvor transgene Pflanzen befallen haben, oder wenn die Prädatoren und Parasiten Pollen, Nektar, Pflanzensaft oder Honigtau zu sich nehmen (Dutton et al. 2003).

Schädliche Wirkungen auf Prädatoren und Parasiten sind unerwünscht, weil sie einerseits Konsequenzen für die biologische Vielfalt haben könnten (siehe oben) und weil sie andererseits dazu führen können, dass neue Schädlinge entstehen (Knols & Dicke 2003, Groot & Dicke 2002).

Wie transgene Pflanzen auf Prädatoren und Parasiten wirken, ist bisher vor allem an Pflanzen untersucht worden, die Insektenresistenzgene besitzen. Zu den untersuchten Transgenprodukten gehören dabei Bt-Toxine (CryIAb, Cry3Bb) sowie Proteinaseinhibitoren (z.B. Aprotinin, Oryzacystatin) und Lektine (z.B. Agglutinin).

Bt-Toxin: Verschiedene Laboruntersuchungen haben die Wirkung von Bt-Maissorten mit dem CryIAb-Toxin auf Nützlinge geprüft (siehe Tabelle 1). Die Wirkungen auf die grüne Florfliege (*Crysoperla carnea*) sind dabei am häufigsten untersucht worden (Romeis et al. 2004, Dutton et al. 2002, Hilbeck et al. 1998a/b, Lozzia et al. 1998, Pilcher et al. 1997). Die Resultate zur Florfliege sind unterschiedlich und widerspiegeln einerseits die Komplexität tritrophischer Interaktionen, andererseits aber auch die Unheitlichkeit, die bei Versuchsdurchführung und -methoden herrschen. So wurden zum Beispiel in den Untersuchungen von Lozzia et al. (1998) und Pilcher et al. (1997) vermutlich deswegen keine Wirkungen auf die Florfliege beobachtet, weil die Versuchsanordnung eine Exposition mit dem Bt-Toxin verhinderte (Andow & Hilbeck 2004). Dass Wirkungen möglich sind, zeigen folgende Beobachtungen: Fressen Florfliegen künstliche Nahrung, die mit dem Bt-Toxin versetzt ist, oder fressen sie Baumwollwürmer (*Spodoptera littoralis*), die mit Bt-Toxin oder Bt-Mais ernährt worden sind, dann sterben sie häufiger als in den Kontrollversuchen (Dutton et al. 2002, Hilbeck et al. 1998a/b). Keine Wirkung wiederum konnten Romeis et al. (2004) feststellen, als sie den Florfliegenlarven das Bt-Toxin in einer Zuckerlösung verabreichten. Da Zuckerlösungen als Testfutter ungeeignet sind und keine ökologisch relevanten Endpunkte untersucht wurden, sind die Resultate von Romeis et al. nur bedingt aussagekräftig. Zusätzlich kompliziert werden die Untersuchungen, weil die Resultate auch von der Wahl des Schädlings abhängen: Während in den tritrophischen Versuchen mit dem Schädling *Spodoptera littoralis* negative Wirkungen beobachtet werden konnten, überleben die Florfliegen die Versuche unbeschadet, in denen die Blattlaus *Rhopalosiphum padi* und die Spinnmilbe *Tetranychus urticae* als Schädlinge fungieren (Dutton et al. 2002). Da Versuche von Meier & Hilbeck (2001) darauf hinweisen, dass Florfliegen lieber *Rhopalosiphum padi* als *Spodoptera littoralis* fressen, wird das Ausmaß der Exposition im Feld auch von der Zusammensetzung der Schädlingspopulationen abhängen.

Neben den Untersuchungen zur Florfliege existieren auch Versuche zur Wirkung von Maissorten mit dem CryI-



Ab-Toxin auf die räuberischen Wanzen *Orius insidiosus* (Al-Deeb et al. 2001, Pilcher et al. 1997) und *Orius majusculus* (Zwahlen et al. 2000) sowie auf den Käfer *Coleomegilla maculata* (Pilcher et al. 1997). Anders als bei der Florfliege konnten hier keine negativen Effekte beobachtet werden.

Erst wenige Untersuchungen gibt es zu den im Jahr 2003 erstmals kommerzialisierten Bt-Maissorten, die das Cry3Bb-Toxin besitzen. Die beiden bisher publizierten Veröffentlichungen untersuchten dabei die Wirkung auf den räuberischen Käfer *Coleomegilla maculata*. Hinweise auf nachteilige Wirkungen wurden nicht gefunden (Duan et al. 2002, Lundgren & Wiedenmann 2002).

Bisher sind erst sehr wenige Nützlingsarten im Labor daraufhin untersucht worden, ob sie empfindlich auf das Bt-Toxin reagieren. Von den oben genannten Arten kommen nur die Florfliege und die räuberischen Wanzen in Europa vor. Wie die vielen anderen Prädatoren und Parasiten auf Bt-Mais reagieren, bleibt unerforscht. Dutton et al. (2003) nennen in einer Liste, die nicht umfassend ist, 43 verschiedene Gliederfüßerarten, die in den Maisfeldern von Zentral- und Westeuropa als Prädatoren oder Parasiten leben.

Neben den Resultaten aus dem Labor existieren auch Daten, die im Feld erhoben worden sind (Candolfi et al. 2004, Jasinski et al. 2003, Bourguet et al. 2002, Wold et al. 2001, Lozzia 1999, Orr and Landis 1997). In den Feldversuchen wurden bisher keine konsistenten Unterschiede zwischen Bt-Mais und Nicht-Bt-Mais festgestellt. Doch die Autoren betonen dabei immer wieder, dass längerfristige und größere Versuche notwendig wären, um statistisch aussagekräftige Daten zu gewinnen (z.B. Jasinski et al. 2003, Wold et al. 2001).

### Fazit:

Auch wenn in den bisherigen Feldversuchen keine oder nur geringe Wirkungen beobachtet werden konnten, bleibt die Unsicherheit über die möglichen Folgen auf Prädatoren und Parasiten groß. Denn bis heute gibt es für keine der existierenden transgenen Pflanzen mehrjährige und mehrörtliche Versuche, die eine statistisch relevante Aussage ermöglichen würden. Anders ausgedrückt: Jede Schlussfolgerung, die aufgrund der vorhandenen Labor- und Freilanddaten gezogen wird, unterschätzt das Potenzial von Wirkungen auf Populationsebene (Wolfenbarger & Gonzales-Espinosa 2004).

Nützlich	Toxin verabreicht	Effekte	Quelle
<b>Grüne Florfliege</b> <b>(Chrysoperla carnea)</b>	in transgenen Pollen und Schmetterlingseiern	Keine	Pilcher et al. 1997
	in künstlicher Nahrung	auf Überleben und Entwicklung	Hilbeck et al. 1998a
	in Schmetterlingslarven, die Bt-Mais fraßen	auf Überleben und Entwicklung	Dutton et al. 2002, Hilbeck et al. 1998b
	in Spinnmilben, die Bt-Mais fraßen	keine	Dutton et al. 2002
	in Blattläusen, die Bt-Mais fraßen	keine	Dutton et al. 2002, Lozzia et al. 1998
	in Zuckerlösung	keine	Romeis et al. 2004
<b>Coleomegilla maculata</b>	in transgenen Pollen	keine	Pilcher et al. 1997
<b>Orius majusculus</b>	in Fransenflüglern, die Bt-Mais fraßen	keine	Zwahlen et al. 2000
<b>Orius insidiosus</b>	in transgenen Pollen	keine	Pilcher et al. 1997
	in Maisfäden	keine	Al-Deeb et al. 2001

Tabelle 1:

Laboruntersuchungen zur Empfindlichkeit von Prädatoren auf das in Mais exprimierte CryIAb-Toxin (nach Dutton et al. 2003).



## 2. Wirkungen des großflächigen Anbaus transgener Pflanzen

**Lektine und Proteinaseinhibitoren:** Verschiedene Laboruntersuchungen haben die Wirkung von transgenen insektenresistenten Pflanzen, die Lektine oder Proteinaseinhibitoren bilden, getestet (z.B. Romeis et al. 2003, Down et al. 2003, Bouchard et al. 2003a/b, Ferry et al. 2003, Bell et al. 2001, Couty et al. 2001a/b, De Boer & Schuler 2000, Birch et al. 1999). Dabei wurde einerseits untersucht, wie die Nützlinge auf die isolierten Transgenprodukte reagieren und andererseits, wie sie sich in tritrophischen Versuchsanordnungen verhalten. In Tabelle 2 sind einige der Resultate aus den tritrophischen Untersuchungen dargestellt.

Wie beim Bt-Toxin zeigt sich auch hier, dass die Resultate vom Versuchsdesign und der Wahl der untersuchten Organismen abhängen. So finden Birch et al. (1999) zum Beispiel negative Effekte auf das Überleben und die Fruchtbarkeit von Zweipunkt-Marienkäfern (*Adalia bipunctata*), wenn sie ihnen Pfirsichblattläuse (*Myzus persicae*) verabreichen, die zuvor Lektin-Kartoffel gefressen haben. Werden die Marienkäfer hingegen mit Pfirsichblattläusen gefüttert, die das Lektin nicht via Kartoffeln sondern in künstlicher Nahrung zu sich genommen hatten, können zwar geringe Wirkungen auf die Entwicklung beobachtet werden, doch die Überlebensrate bleibt unverändert (Down et al. 2000). Ganz ohne Schaden wiederum scheinen die Marienkäfer die Versuche zu überleben, in denen sie das Lektin direkt in künstlicher Nahrung verabreicht bekommen (Down et al. 2003). Werden die tritrophischen Untersuchungen von Birch et al. (1999) zudem mit einer anderen Lektin-Kartoffellinie wiederholt, so ändern sich auch die Resultate: jetzt sind nur geringe Wirkungen auf die Lebensfähigkeit der Marienkäfer zu beobachten; die Überlebensrate der Marienkäfer selbst blieb hingegen unbeeinträchtigt (Down et al. 2003). Die verschiedenen Resultate weisen darauf hin, dass das verwendete Lektin nicht direkt auf die Marienkäfer wirkt, sondern indirekt, indem es die Qualität der Beute verändert. Wichtig ist auch die Beobachtung, dass mit verschiedenen transgenen Linien unterschiedliche Resultate erzielt wurden. Denn dies deutet einmal mehr darauf hin, dass die Eigenschaften von Pflanzen durch den Züchtungsprozess (somoklonale Variation, Pleiotropie, Positionseffekte) so verändert werden könnten, dass ökologische Konsequenzen möglich werden. Wie beim Bt-Mais fehlen auch bei den transgenen Lektin- und Proteinaseinhibitor-Pflanzen die Feldversuche, die statistisch relevante und damit für die Risikoabschätzung adäquate Daten liefern.

Pflanze (Transgen)	Wirt/Beute	Nützlichling	Effekte	Quelle
<b>Apfel (PI)</b>	Spinnmilbe ( <i>Tetranychus urticae</i> )	Raubmilbe ( <i>Phytoseiulus persimilis</i> )	keine	De Boer & Schuler 2000
<b>Kartoffel (PI)</b>	Gemüseeeule ( <i>Lacanobia oleracea</i> )	Parasit <i>Eulophus pennicornis</i>	Wirtsqualität-abhängige Wirkung auf Parasitierungsrate	Bell et al. 2001
<b>Kartoffel (L)</b>	Gemüseeeule ( <i>Lacanobia oleracea</i> )	Parasit <i>Eulophus pennicornis</i>	keine	Bell et al. 1999
<b>Kartoffel (L)</b>	Grüne Pfirsichblattlaus ( <i>Myzus persicae</i> )	Zweipunkt-Marienkäfer ( <i>Adalia bipunctata</i> )	Einfluss auf Fruchtbarkeit und Überleben	Birch et al. 1999
<b>Kartoffel (L)</b>	Grüne Pfirsichblattlaus ( <i>Myzus persicae</i> )	Zweipunkt-Marienkäfer ( <i>Adalia bipunctata</i> )	keinen Einfluss auf Überleben, geringe Wirkung auf Lebensfähigkeit der Eier	Down et al. 2003
<b>Kartoffel (L)</b>	Grünstreifige Kartoffelblattlaus ( <i>Macrosiphum euphorbiae</i> )	Schlupfwespe ( <i>Aphelinus abdominalis</i> )	Wirtsqualität-abhängige Wirkung auf Größe und Geschlechtsverhältnis	Couty et al. 2001a/b
<b>Kartoffel (PI)</b>	Kartoffelkäfer ( <i>Leptinotarsa decemlineata</i> )	Raubwanze <i>Perillus bioculatus</i>	keine Wirkung	Bouchard et al. 2003
<b>Raps (PI)</b>	Kohlmotte ( <i>Plutella xylostella</i> )	Marienkäfer ( <i>Harmonia axyridis</i> )	keine Wirkung	Ferry et al. 2003
<b>Zuckerrohr (L)</b>	Reisbohrer ( <i>Eoreuma loftini</i> )	Parasit <i>Parallorhagus pyralophagus</i>	Subletale Wirkung auf Langlebigkeit und Größe	Tomov & Bernal 2003

Tabelle 2: Tritrophische Laboruntersuchungen zur Wirkung von transgenen Lektin- bzw. Proteinaseinhibitor-Pflanzen auf Prädatoren und Parasiten. L: Lektin, PI: Proteinaseinhibitor.



### 2.1.3.2 Hyperparasiten

Hyperparasiten sind Parasiten, die andere Parasiten befallen. Sie stehen somit nach Pflanze, Schädling und Parasit an vierter Stelle der Nahrungskette. Eine mögliche Wirkung von transgenen Pflanzen auf Hyperparasiten kann nicht ausgeschlossen werden. Untersuchungen dazu gibt es jedoch kaum (Cowgill et al. 2004). Die ersten Daten, die zur Wirkung von transgenen Pflanzen auf Hyperparasiten erhoben wurden, stammen aus einem Feldversuch mit Kartoffeln, die einen Proteinaseinhibitor (Cystatin) bilden. Wie die Daten zeigen, blieb die Fitness des während des Versuchs am häufigsten vorkommenden Hyperparasiten *Asphaes vulgaris* unbeeinträchtigt (Cowgill et al. 2004). Dass zumindest indirekte Effekte auf Hyperparasiten möglich sein könnten, zeigen Laboruntersuchungen, die an der Universität Bayreuth durchgeführt worden sind. Prütz et al. (2004) wollten wissen, ob Bt176-Mais auch auf der vierten trophischen Ebene Auswirkungen haben kann. Die Nahrungskette, die sie dazu untersuchten, bestand aus dem Herbivoren *Chilo partellus* (Stängelbohrerart), dem Primärparasiten *Cotesia flavipes* (Schlupfweste) und dem fakultativen Hyperparasiten *Tetrastichus howardi*. Das Resultat aus diesem künstlichen multitrophischen System: Werden die Stängelbohrer mit einer subletalen Menge Bt176-Mais gefüttert, so schlüpfen letztendlich weniger adulte Hyperparasiten aus den von ihnen parasitierten Kokons des Primärparasiten. Zudem sind die geschlüpften Weibchen des Hyperparasiten leichter als diejenigen aus der Kontrollgruppe (Prütz et al. 2004). Ob *Tetrastichus howardi* durch den Anbau von Bt176-Mais gefährdet würde, ist unklar, da *Tetrastichus howardi* im Feld auch als Primärparasit leben kann.

### 2.1.3.3 Bestäuber

Rund ein Drittel der menschlichen Nahrungsmittel beruht, direkt oder indirekt, auf insektenbefruchteten Pflanzen und ist damit abhängig von den Leistungen von Honig- und Wildbienen. Die Leistungen der Bestäuber beschränken sich jedoch nicht allein auf die Sicherung der Erträge, sie tragen auch dazu bei, dass viele Wild- und Gartenpflanzen Samen und Früchte bilden, wodurch wiederum eine Nahrungsgrundlage für weitere Lebewesen wie beispielsweise Vögel entsteht. In Deutschland sind neben der Honigbiene 547 Wildbienenarten nachgewiesen. Mehr als die Hälfte dieser Wildbienenarten steht auf der Roten Liste (Westrich et al. 1998).

Wie transgene Pflanzen auf Bestäuber wirken, ist bisher vor allem an Honigbienen, selten auch an Hummeln untersucht worden. Die meisten dieser Untersuchungen fanden im Labor und mit purifizierten Transgenprodukten statt; Freilandversuche und Laborversuche mit transgenen Pollen sind selten (Huang et al. 2004, Hanley et al. 2003). Zu den getesteten Transgenprodukten gehören das Bt-Toxin, Proteinaseinhibitoren, Chitinasen, Glukanasen und Avidin (Hanley et al. 2003). Die Untersuchungen mit diesen purifizierten Transgenprodukten sind wichtig, reichen jedoch für eine adäquate Risikoabschätzung nicht aus.

Die Beobachtungen, die in den Laborversuchen gemacht werden, sind unterschiedlich und hängen ab vom Testmaterial und der verabreichten Konzentration. In den meisten Fällen konnten keine Wirkungen auf die Bestäuber festgestellt werden (O'Callaghan et al. 2005). Zwei Ausnahmen: Ein Trypsininhibitor verringerte signifikant das Lernvermögen von Honigbienen (Picard-Nizou et al. 1997) und der Proteinaseinhibitor SBTI führte zu einer höheren Sterblichkeit bei Bienen (Brodsgaard et al. 2003) und bei Hummeln (Malone et al. 2000). Bei Bt-Pflanzen konnten bisher weder in Labor- noch in Freilandversuchen schädliche Wirkungen auf Bienen beobachtet werden (O'Callaghan et al. 2005, Hanley et al. 2003). Ob die bisherigen Resultate ausreichen, um auch für Wildbienen Entwarnung zu geben, bleibt zu prüfen.

### 2.1.3.4 Schmetterlinge

Schmetterlinge können wichtige ökologische Funktionen ausüben, sei es als Bestäuber oder als Beute für Prädatoren oder indem sie die Fitness von Pflanzen beeinflussen.

Wie transgene Pflanzen auf Schmetterlinge wirken, wurde bisher vor allem an Bt-Mais untersucht. Ursprünglich ging man davon aus, dass Schmetterlinge, die sich nicht von Mais ernähren, von Bt-Mais nicht betroffen sein können. Da die Pollen und Staubbeutel der Maispflanzen aber auf die Futterpflanzen verschiedener Schmetterlingsarten gelangen, können auch solche Schmetterlinge in Kontakt mit dem Bt-Toxin kommen, die sich nicht von Mais ernähren. Da die Pollen zudem an der Feldgrenze nicht halt machen, kommt noch hinzu, dass auch Schmetterlinge außerhalb der Maisanbaufläche die Bt-Toxine aufnehmen können (Pleasant et al. 2001).

Die ersten Laboruntersuchungen dazu wurden von Forschern der Cornell Universität in Ithaca (USA) durchgeführt. Sie wollten wissen, wie sich die Raupen des Monarchfalters (*Danaus plexippus*) verhalten, wenn sie mit Pollen von Bt11-Mais gefüttert werden. Festgestellt haben sie dabei folgendes: Fressen die Raupen Blätter ihrer Fut-



## 2. Wirkungen des großflächigen Anbaus transgener Pflanzen

terpflanze, die mit Bt-Pollen bedeckt sind, so wachsen sie nicht nur weniger, sie sterben auch häufiger als Raupen, die sich an Blättern ohne Bt-Pollen schadlos halten ( Losey et al. 1999). Seit dieser Veröffentlichung sind weiterer Laboruntersuchungen durchgeführt worden, welche die Empfindlichkeit von Schmetterlingsarten auf Bt-Pollen getestet haben. Die Resultate: Bt176-Mais wirkt auf die Raupen des Monarchen (Hellmich et al. 2001, Jesse & Obrycki 2000), des Großen Kohlweißling (*Pieris brassicae*), des Kleinen Kohlweißling (*Pieris rapae*) und der Kohlmotte (*Plutella xylostella*) (Felke et al. 2002) sowie des Tagpfauenauge (*Inachis io*) (Felke & Langebruch 2003a). Weiter ist bekannt, dass die Staubbeutel von Bt11-Mais in Laborversuchen schädlich auf den Monarchfalter wirken können (Anderson et al. 2004). Neben diesen Laborresultaten gibt es auch Daten, die im Freiland erhoben worden sind. So ist bekannt, dass Bt176-Mais im Freiland schädlich auf die Raupen des Monarchen sowie des Schwarzen Schwalbenschwanz (*Papilio polyxenes*) wirken kann (Zangerl et al. 2001). Aufgrund erster Untersuchungen im Freiland galt bis vor kurzem die Meinung, dass Bt11- und MON810-Mais keine Wirkung auf den Monarchen entfachen (Stanley-Horn et al. 2001). Neuere Versuche, in denen die Raupen des Monarchen dem Mais länger ausgesetzt waren, zeigen jedoch, dass auch bei Bt11 und MON810 Wirkungen feststellbar sind: in den Gentechfeldern entwickelten sich bis zu 23,7 Prozent weniger Raupen als in den Kontrollfeldern (Dively et al. 2004).

Schmetterling	Vorkommen	Quelle
<b>Monarch</b> ( <i>Danaus plexippus</i> )	USA/Mexiko	Dively et al. 2004, Losey et al. 1999
<b>Schwarzer Schwalbenschwanz</b> ( <i>Papilio polyxenes</i> )	USA	Zangerl et al. 2001
<b>Großer Kohlweißling</b> ( <i>Pieris brassicae</i> )	Europa	Felke et al. 2002
<b>Kleiner Kohlweißling</b> ( <i>Pieris rapae</i> )	Europa	Felke et al. 2002
<b>Kohlmotte</b> ( <i>Plutella xylostella</i> )	Europa	Felke et al. 2002
<b>Tagpfauenauge</b> ( <i>Inachis io</i> )	Europa	Felke & Langebruch 2003a

Tabelle 3: Schmetterlinge, die empfindlich auf Pollen von Bt-Mais reagieren.

### Fazit:

Die bisherigen Resultate zeigen, dass Bt-Mais für diejenigen Schmetterlingsarten eine Gefährdung darstellt, die empfindlich auf das Bt-Toxin reagieren, ihre Larvalphase zur Zeit der Maisblüte durchlaufen sowie in oder in der Nähe von Maisfeldern vorkommen und deshalb mit hoher Wahrscheinlichkeit einer Exposition durch Maispollen ausgesetzt sind. Für welche und wie viele Schmetterlingsarten dies zutrifft, ist unklar. Eine Studie aus der Schweiz zählt 124 Arten auf, die mit Bt-Maispollen in Kontakt kommen könnten; davon sind gemäß Roter Liste bereits heute 30 Prozent stark bedroht (Villiger 1999). Für Deutschland gibt es nach aktuellem Kenntnisstand keine umfassende Untersuchung dazu. Daten aus Bayern (Unterfranken) zeigen, dass dort 26 Tagfalter und 52 Nachtfalterarten dem Bt-Toxin ausgesetzt sein könnten (Felke & Langebruch 2003b).

Die Labor- und Feldstudien zeigen, dass die Raupen bestimmter Schmetterlingsarten geschädigt werden können, wenn sie Bt-Pollen fressen. Die Studien sagen jedoch noch nichts darüber aus, ob und in welchem Ausmaß die Raupen im Freiland mit den Bt-Pollen in Kontakt kommen. Unbeantwortet bleibt auch die Frage, wie viele Individuen der Gesamtpopulation der Schmetterlinge betroffen sein könnten. Beim Monarchen geht man davon aus, dass in den USA nur ein sehr kleiner Teil der Gesamtpopulation überhaupt mit Bt-Maispollen in Kontakt kommt, weil das Verbreitungsgebiet des Schmetterlings nicht auf die Regionen konzentriert ist, in denen Mais angebaut wird (Dively et al. 2004, Sears et al. 2001).

### 2.1.3.5 Regenwürmer

Regenwürmer spielen eine wichtige Rolle im Bodenökosystem. Indem sie sich durch den Boden graben und wühlen, lockern und durchmischen sie die Strukturen des Bodens und schaffen neue Lebensräume für andere Organismen. Da die Regenwürmer zudem organische Substanzen zersetzen und humifizieren, tragen sie wesentlich zur Bodenfruchtbarkeit bei.

**Obwohl die Regenwürmer wichtig für das Bodenökosystem sind, ist bisher kaum untersucht worden, ob sie durch transgene Pflanzen beeinflusst werden können** (O'Callaghan et al. 2005). Daten sind vor allem für Bt-Pflanzen vorhanden. Leben Regenwürmer in Bt-Mais-Feldern, so können sie dem Bt-Toxin lange Zeit ausgesetzt sein (Zwahlen et al. 2003a). Dass sie das Bt-Toxin aus dem Boden aufnehmen, wiesen Saxena & Stotzky (2001)





nach. Sie zeigten, dass im Darm und im Gewölle des Regenwurms *Lumbricus terrestris* Bt-Toxine gefunden werden können, wenn die Tiere in Gefäßen leben, die Biomasse von Bt-Mais enthalten. Negative Effekte auf die Regenwürmer konnten die Forschenden dabei jedoch nicht entdecken. Das gilt auch für die Toxizitätsstudie, die Ahl Goy et al. (1995) mit dem Mistwurm *Eisenia foetida* durchgeführt haben: die Sterblichkeit des Mistwurms wurde durch die Verabreichung von Bt-Mais (Cry1AB) nicht signifikant beeinträchtigt. Dass hingegen subletale Langzeitwirkungen möglich sein könnten, zeigen Zwahlen et al. (2003b). Sie stellten in ihren Laboruntersuchungen Folgendes fest: Werden adulte *Lumbricus terrestris* mehr als 200 Tage mit Bt-Mais gefüttert, so verlieren sie 18 Prozent ihres ursprünglichen Gewichts. Werden sie während der gleichen Zeitspanne mit nicht-transgenem Kontrollmais gefüttert, gewinnen sie vier Prozent an Gewicht hinzu. Ob dieser Effekt auf eine direkte Wirkung des Bt-Toxins oder auf Unterschiede in der Nahrungsqualität zwischen Bt- und Kontrollmais zurückgeht, bleibt unklar. **Aufgrund ihrer Ergebnisse können Zwahlen et al. (2003b) Langzeitwirkungen auf Regenwürmer nicht ausschließen. Sie empfehlen deshalb, dass weitere Untersuchungen durchgeführt werden sollten.** Da in Deutschland rund 35 Regenwurmartenvorkommen, gilt es zu prüfen, ob neben *L. terrestris* auch noch andere Arten beziehungsweise Gattungen in die Untersuchungen mit einbezogen werden sollten.

### 2.1.3.6 Springschwänze

Wie die Regenwürmer spielen auch die Springschwänze (Collembolen) eine wichtige Rolle im Bodenökosystem – sei es als Zersetzer oder als Beute in der Nahrungskette. Springschwänze leben oft in der Wurzelzone von Pflanzen und können deshalb den Transgenprodukten, die durch die Wurzeln ausgeschieden werden, ausgesetzt sein. Als Zersetzer können sie zudem auch mit dem Pflanzenmaterial in Kontakt kommen, das nach der Ernte zurückbleibt. In Laborversuchen mit Bt-Baumwolle, Bt-Kartoffeln und Bt-Mais konnten keine Wirkungen auf *Folsomia candida* und *Xenylla grisea* beobachtet werden (O’Callaghan et al. 2005). Auch in Feldversuchen mit Bt-Mais (Cry3Bb1) wurden keine negativen Wirkungen auf Springschwänze entdeckt (Al-Deeb et al. 2003). Bei Tabak hingegen, der einen Proteinaseinhibitor exprimiert, waren signifikant weniger Springschwänze im Boden vorhanden als bei der Kontrolle (Donegan et al. 1997).

### 2.1.3.7 Mykorrhiza

Mykorrhiza-Pilze leben in Symbiose mit Pflanzen und stehen deshalb in engem Kontakt mit ihnen. Die Wahrscheinlichkeit, dass die Symbionten durch den Anbau von transgenen Pflanzen beeinflusst werden, ist wegen der räumlichen Nähe besonders groß (Heissenberger et al. 1999).

Bisher ist kaum untersucht worden, ob und wie transgene Pflanzen auf die Entwicklung der Mykorrhiza wirken (O’Callaghan 2005, Azevedo & Araujo 2003). Dass sie eine Wirkung haben könnten, zeigen Turrini et al. (2005; zitiert in O’Callaghan 2005) bei Bt176-Mais. Sie stellten in Laboruntersuchungen fest, dass die Wurzelausscheidungen des Mais die Entwicklung des Mykorrhiza-Pilzes *Glomus mosseae* signifikant hemmen. Auch bei transgenem Tabak, der eine  $\beta$ -1,3-Glucanase herstellt, konnte eine Wirkung auf *G. mosseae* beobachtet werden: die  $\beta$ -1,3-Glucanase verzögerte die Besiedlung der Pflanzenwurzeln stark (Vierheilig et al. 1995). **Wie transgene Pflanzen im Feld auf Mykorrhiza-Pilze wirken, bleibt zu untersuchen.**

### 2.1.3.8 Bodenmikroorganismen

Mikroorganismen dominieren die Lebensgemeinschaft des Bodens: Sie machen mehr als 80 Prozent der gesamten Biomasse aus und bestimmen weitgehend die Ökosystemfunktionen. Durch Wurzelausscheidungen sowie durch die Zersetzung von Pflanzenmaterial nach der Ernte können die Bakterien des Bodens mit transgenen Pflanzen beziehungsweise mit Transgenprodukten in Kontakt kommen. Trotz der überaus wichtigen Rolle der mikrobiellen Bodengemeinschaft, sind die Wirkungen von transgenen Pflanzen auf Bodenmikroorganismen in der Risikoabschätzung oft ausgelassen oder vernachlässigt worden (Kremer & Motavalli 2004, Bruinsma et al. 2003). Zudem sind die bisherigen Anstrengungen auf diesem Gebiet etwas verdreht, spiegeln sie doch mehr die Interessen einzelner Forschergruppen wider, als die Anzahl der kommerzialisierten transgenen Pflanzen oder die relative Bedeutung dieser Pflanzen (Kowalchuk et al. 2003).

Die Auswirkung transgener Pflanzen auf Bodenbakterien ist bis heute eines der am wenigsten verstandenen Gebiete der Risikoabschätzung (Dunfield & Germida 2004). Da sich die Mehrheit der Bodenbakterien einer Kultivierung entzieht, blieb der Boden weitgehend eine „black box“.



## 2. Wirkungen des großflächigen Anbaus transgener Pflanzen

Die Ursachen dafür liegen vor allem in der Komplexität des Bodens und im Fehlen geeigneter Untersuchungsmethoden. Letzteres gilt vor allem für den Nachweis der Bodenbakterien. Bis vor kurzem gelang dies allein durch Kultivierung. Erst in jüngerer Zeit sind Methoden entwickelt worden, die einen kultivierungsunabhängigen Nachweis erlauben (Motavalli et al. 2004). Welchen Einfluss die Analysemethoden auf das Resultat haben können, zeigt eine neuere Untersuchung mit Bt176-Mais. Brusetti et al. (2005) untersuchten mit verschiedenen Methoden die bakterielle Gemeinschaft in der Rhizosphäre von Bt-176-Mais und von nicht gentechnisch verändertem Mais. Mit der früher üblichen Kultivierungstechnik konnten sie dabei keine Unterschiede zwischen den beiden Maislinien feststellen. Benutzten sie jedoch neuere, molekulare Nachweistechiken, so entdeckten sie, dass es Unterschiede in der Gemeinschaftsstruktur der Bakterien gab (Brusetti et al. 2005).

In vielen der Untersuchungen, die bisher durchgeführt wurden, um die Wirkung auf Bodenmikroorganismen und/oder Bodenprozesse zu erforschen, konnte irgendeine Art von Wirkung festgestellt werden. So konnten bei verschiedenen transgenen Pflanzen Wirkungen auf Bakterien beobachtet werden (Dunfield & Germida 2001, Ahrenholz et al. 2000, Lukow et al. 2000, Di Giovanni et al. 1999, Siciliano & Germida 1999, Oger et al. 1997, Donegan et al. 1995). Dabei wurde unter anderem schon beobachtet, wie transgene Pflanzen die Zersetzung (Hopkins et al. 2001), die Enzymaktivität (Griffith et al. 1999) und die Substratnutzung (Di Giovanni et al. 1999) im Boden verändern. Neben den Untersuchungen, in denen Wirkungen auf den Boden beobachtet werden konnten, existiert auch eine Reihe von Versuchen, in denen keine Effekte festgestellt worden sind (z.B. Gyamfi et al. 2002, Heuer et al. 2002, Saxena & Stotzky 2001, Lottmann et al. 1999). Die unterschiedlichen Methoden, die in den bisherigen Untersuchungen zum Einsatz kamen, erschweren es, die erhobenen Daten zu vergleichen. Viele der oben zitierten Autoren gehen davon aus, dass die beobachteten Wirkungen relativ unbeständig und vorübergehend sind, wenn man sie mit anderen Einflüssen wie Fruchtwechsel, Jahreszeit, Wetter, Pestizideinsatz oder Bewässerung vergleicht, die ebenfalls auf den Boden wirken. Doch bisher ist nur sehr wenig über die natürliche Variation der Mikroorganismen im Boden bekannt. Solange diese Basisdaten fehlen, kann die Bedeutung der beobachteten Wirkungen der transgenen Pflanzen nicht adäquat interpretiert werden (Bruinsma et al. 2003). Anders ausgedrückt: Bisher hat sich die Forschung darauf konzentriert, Wirkungen zu beobachten. Was sie hingegen vernachlässigt hat, ist Daten zu erheben, anhand derer die beobachteten Wirkungen bewertet werden können. Somit bleibt unklar, ob die beobachteten Veränderungen Grund zur Besorgnis geben oder nicht. Was Bt-

Mais betrifft, schließen Blackwood & Byer (2004) ihren Forschungsbericht mit folgenden Worten ab: „Auch wenn wir in unseren Untersuchungen nur beschränkte Auswirkungen des Bt-Toxins auf die mikrobielle Gemeinschaft des Bodens beobachten konnten, bleibt es notwendig, weitere Langzeituntersuchungen unter verschiedenen Bedingungen und mit unterschiedlichen Probenahmemethoden durchzuführen. Kleine Auswirkungen könnten sich im Feld mit der Zeit vergrößern und mit den detaillierteren Untersuchungen könnten weitere wichtige Veränderungen in der bakteriellen Gemeinschaft enthüllt werden. Die Myriade an Funktionen, die Bodenmikroben in landwirtschaftlichen Ökosystemen ausüben, machen weitere Untersuchungen unabdingbar, da nur so beurteilt werden kann, ob der Anbau von Bt-Mais nachhaltig ist.“

### Fazit:

Da auch kleinere Änderungen in der Diversität der Bodenbakterien die Fruchtbarkeit des Bodens beeinflussen können, sind auf jeden Fall weitere Untersuchungen dazu erforderlich, wie transgene Pflanzen sich auf die Dynamik der Bodenmikroflora und somit auch auf die Nachhaltigkeit des Bodenökosystems auswirken (Dunfield & Germida 2004).

### 2.1.4 Horizontaler Gentransfer

Viele Bakterien können DNA-Sequenzen von anderen Organismen aufnehmen und in ihr Erbgut integrieren. Die Aufnahme fremder DNA-Sequenzen gilt als eine der treibenden Kräfte, die zur spontanen Bildung genetischer Diversität in prokaryotischen Arten führt (De Vries et al. 2004). Bevor es möglich wurde, transgene Pflanzen herzustellen, war der horizontale Transfer pflanzlicher Gene auf Mikroorganismen kaum ein Thema in der Wissenschaft. Mit der Freisetzung und dem Anbau transgener Pflanzen hat sich die Situation geändert. Die Auslöser dafür waren vor allem die Antibiotikaresistenzgene, die bei der Herstellung transgener Pflanzen als Marker fungieren. Ein Transfer dieser Markergene kann ein Gesundheitsrisiko darstellen, da die Resistenzeigenschaften von Pathogenen verstärkt werden könnten. Während der mögliche Transfer von Antibiotikaresistenzgenen in der Risikodiskussion heftig umstritten ist, findet das Risiko eines horizontalen Gentransfers im ökologischen Kontext wenig Beachtung. Da alle Gewebe der transgenen Pflanze, seien es Pollen, Samen, Früchte, Wurzeln, Blätter oder Stängel, die fremden Gene besitzen, kann ein horizontaler Gentransfer prinzipiell in all den Organismen



passieren, die Pflanzengewebe fressen oder mit diesem in Kontakt kommen: Bakterien, Pilze und Protozoen des Bodens, des Blattbereichs oder des Verdauungstraktes von Wildtieren wie zum Beispiel Bienen, Regenwürmern oder Rehen. Der horizontale Gentransfer stellt im ökosystemaren Kontext vor allem dann ein Risiko dar, wenn mit dem Anbau transgener Pflanzen Gene in Biotope gelangen, wo sie vorher nicht waren (Kowalchuk et al. 2003). Denn dadurch entstehen neue Kombinationsmöglichkeiten im Genpool der Mikroorganismen, die wiederum zu einer Änderung der Funktion und Struktur der jeweiligen mikrobiellen Gemeinschaft führen können. Die Neuheit einer Eigenschaft beeinflusst also die potenzielle Wirkung eines horizontalen Transfers, da komplett neue Gene zu neuen genetischen Varianten führen können, die vorher innerhalb des Genpools des Ökosystems nicht möglich waren. **Transgene Pflanzen, die Feinchemikalien oder Pharmazeutika produzieren, sind deshalb hinsichtlich eines horizontalen Gentransfers besonders kritisch einzustufen** (Heinemann & Traavik 2004).

Die bisherigen Untersuchungen zum horizontalen Gentransfer im ökosystemaren Kontext befassten sich vor allem mit dem Ökosystem Boden und beschränkten sich meist auf die Fragen, ob transgene DNA aus der Pflanze in den Boden austreten kann, wie lange diese DNA im Boden überdauern kann und ob ein horizontaler Gentransfer von transgener Pflanzen-DNA auf Bodenbakterien unter Labor- bzw. Feldbedingungen überhaupt möglich ist (Sanvido et al. 2003b). Aufgrund der vorhandenen Resultate ist bekannt, dass pflanzliche DNA hauptsächlich auf drei Wegen in den Boden gelangt: während des Wachstums über die Wurzeln, während der Blüte über die Pollen und nach der Ernte über das Pflanzenmaterial, das untergepflügt wird. Da pflanzliche DNA auch über Pollen in den Boden gelangt, können sich Transgene selbst in die Böden ausbreiten, auf denen keine transgene Pflanzen wachsen (De Vries et al. 2003, Meier & Wackernagel 2003). Ist pflanzliche DNA einmal im Boden, so kann sie dort unter Umständen sehr lange stabil und biologisch aktiv bleiben. Von DNA, die über Kartoffelpollen verbreitet wurde, ist zum Beispiel bekannt, dass sie lange im Boden überdauert und mindestens fünf Jahre funktional bleiben kann (De Vries et al. 2003). Dass die pflanzliche DNA im Boden von Bakterien aufgenommen werden könnte, zeigen Resultate aus Laboruntersuchungen. So konnte unter optimalen Versuchsbedingungen nachgewiesen werden, dass *Acinetobacter*-Bakterien transgene Sequenzen aufnehmen – und zwar sowohl aus dem Zellkern (Tepfer et al. 2003, Nielsen et al. 2000, Gebhard & Smalla 1998, de Vries & Wackernagel 1998) wie auch aus den Plastiden der Pflanzen (De Vries et al. 2004, Kay et al. 2002). Da ein horizontaler Gentransfer im Labor jeweils nur unter optimalen Bedingungen stattfand und die dabei beobachteten Wahrscheinlichkeiten zwischen 10<sup>-8</sup> bis 10<sup>-17</sup> lagen, geht man davon aus, dass unter natürlichen Bedingungen im Boden nur sehr selten Gensequenzen von Pflanzen auf Mikroorganismen übertragen werden. Bisher wurden jedoch erst wenige Feldversuche zum horizontalen Gentransfer durchgeführt (Badosa et al. 2004, Gebhard & Smalla 1999, Paget et al. 1998). Dass in keinem der Versuche rekombinante Bakterien entdeckt werden konnten, erstaunt nicht, da die vorhandenen Methoden nicht ausreichen, die sehr seltenen Transferereignisse zu beobachten (Badosa et al. 2004, Nielsen & Townsend 2004).

Ob der horizontale Gentransfer auch in anderen Lebensräumen als dem Boden stattfinden kann, wurde bisher selten untersucht. Daten aus Versuchen mit Bienen und dem Menschen weisen jedoch darauf hin, dass auch Bakterien im Darm von Tieren pflanzliche Transgene aufnehmen könnten. Kaatz et al. (2004) kultivierten die Mikroflora des Darms von 120 Honigbienen, die zuvor Pollen von transgenem Glufosinat-tolerantem Raps gesammelt hatten, und entdeckten Hefezellen (*Pichia ohmeri*), die das Herbizidresistenzgen des Rapses besaßen. Netherwood et al. (2004) untersuchten die Bakterien von Menschen, die einen künstlichen Dünndarmausgang haben, und stellten fest, dass sie Gensequenzen von transgener Soja enthalten. Die Forscher nehmen an, dass die Transgensequenzen durch die Ernährung mit transgener Soja in die Bakterien gelangten (Netherwood et al. 2004, Heritage 2004).

Die wenigen Untersuchungen, die bisher zum horizontalen Transfer pflanzlicher DNA durchgeführt wurden, reichen nicht aus, um eine adäquate Risikoabschätzung durchzuführen. Die bisherige Forschung hat sich vor allem darauf konzentriert, die Wahrscheinlichkeit von Transferereignissen zu ermitteln. Die alleinige Bestimmung der Transferfrequenz greift jedoch zu kurz. Viel wichtiger wäre es, die Selektionsdrücke zu untersuchen, die in der Umwelt herrschen können. Sie können dazu führen, dass sich die selten transferierten Gene schnell ausbreiten. Bieten horizontal transferierte Transgene nämlich einen Selektionsvorteil, so können sie sich rasch in einer Population ausbreiten, wenn ein entsprechender Selektionsdruck herrscht (Kowalchuk et al. 1999). Obwohl Nielsen et al. (1998) bereits vor sieben Jahren darauf hingewiesen haben, dass die Frequenz des Transfers nur beschränkt wichtig ist verglichen mit den selektiven Kräften, ist bis heute kaum untersucht worden, wie neu erworbene Transgene unter verschiedenen Umweltbedingungen das Überleben rekombinanter Bakterien beeinflussen (Nielsen & Townsend 2004). Zudem fehlen Untersuchungen darüber, wie neu entstandene rekombinante Bakterien auf ihre Umwelt wirken (Heinemann & Traavik 2004).



## 2. Wirkungen des großflächigen Anbaus transgener Pflanzen

### 2.1.5 Rekombination viraler Sequenzen

Eine besondere Art von Gefährdung für die Umwelt stellen virusresistente transgene Pflanzen dar. Da ihre Transgene oft viralen Ursprungs sind, besteht die Möglichkeit einer Rekombination mit Pflanzenviren (Latham & Steinbrecher 2004, Tepfer 2002). Der Begriff Rekombination beschreibt dabei folgenden Vorgang: Befällt ein Virus A eine transgene Pflanze, der man Gene des Virus B eingefügt hat, so kann sich das genetische Material des Virus A mit den eingefügten Genen des Virus B mischen (rekombinieren), wodurch ein neues Virus C entsteht.

Aus Sicht des Naturschutzes ist der großflächige Anbau von virusresistenten Pflanzen kritisch zu beurteilen, da die Entstehung neuer Viren unerwünschte Folgen für die Natur und die biologische Vielfalt haben könnte. So könnte das neue, rekombinante Virus virulenter werden und zwar sowohl für Nutz- als auch für Wildpflanzen. Der erhöhte Schaden an Wildpflanzen kann wiederum die zwischenpflanzliche Konkurrenz beeinflussen, was schließlich einen Einfluss auf die natürliche Zusammensetzung von Pflanzenpopulationen haben könnte. Neben der Virulenz könnte die Rekombination auch auf das Wirtsspektrum des Virus wirken. Ändert sich das Wirtsspektrum, so kann das rekombinante Virus unter Umständen Wildpflanzen infizieren, die es vorher nicht befallen konnte. Auch hier sind unerwünschte Wirkungen auf natürliche Pflanzenpopulationen eine mögliche Konsequenz.

In mehreren Laboruntersuchungen konnte gezeigt werden, dass Viren, die eine transgene Pflanzen befallen, mit den gentechnisch eingefügten Genen rekombinieren können (Adair & Kearney 2000, Varrelmann et al. 2000, Frischmuth & Stanley 1998, Greene & Allison 1996, 1994, Wintermantel & Schoelz 1996, Gal et al. 1992). Dabei wurde auch schon beobachtet, dass die Viren durch die Rekombination virulenter werden und ein breiteres Wirtsspektrum erhalten (Schoelz & Wintermantel 1993, Kiraly et al. 1998, Borja et al. 1999).

#### Fazit:

Um die möglichen Gefahren einzudämmen, die von virusresistenten transgenen Pflanzen ausgehen, sind in den letzten Jahren verschiedene neue molekulare Strategien entwickelt worden. Doch auch diese neuen Strategien reichen nicht aus, um die Gefahren gänzlich zu unterbinden (Snow et al. 2004).

### 2.2 Sekundäre Folgewirkungen

Neben den primären Wirkungen kann der großflächige Anbau transgener Pflanzen auch sekundäre Wirkungen haben. Dazu gehören unter anderem die Veränderung der landwirtschaftlichen Anbaupraxis, die Veränderung naturnaher Lebensräume, die Einengung der Arten- und Sortenvielfalt bei der Nahrungsmittelproduktion sowie die Beeinflussung des ökologischen Landbaus (Dale et al. 2002, Lemke & Winter 2001).

#### 2.2.1. Veränderung der landwirtschaftlichen Anbaupraxis

Anbautechniken wie Fruchtfolgegestaltung, Bodenbearbeitung, Aussaat, Düngung, Unkrautbekämpfung, Pflanzenschutzmaßnahmen oder Erntetechniken beeinflussen die Umwelt. Teilweise hängt dabei die verwendete Anbautechnik auch von den Eigenschaften der eingesetzten Sorten ab. So kann auch der Einsatz transgener Pflanzen die Anbaupraxis verändern und dadurch die biologische Vielfalt beeinflussen (Lemke & Winter 2001). Aus naturschutzfachlicher Sicht geben hier vor allem die transgenen Pflanzen Anlass zu Sorge, die resistent gegen Herbizide sind.

Der Einsatz von Herbiziden beeinträchtigt das Vorkommen von Ackerwildkräutern und damit auch die Bestände der von ihnen lebenden Tiere. Herbizide sind maßgeblich für den Rückgang von Ackerwildkräutern, Vögeln und Insekten verantwortlich.

Im Unterschied zur bisherigen Praxis ermöglicht die Gentechnik erstmals den Einsatz von Breitbandherbiziden auf den Ackerflächen. Die hierbei zurzeit verwendeten Herbizide sind Glufosinat und Glyphosat. Beide haben einen Wirkungsgrad von über 95 Prozent (Schütte 2003). **Da für eine erfolgreiche Bekämpfung bereits geringere Wirkungsgrade ausreichen würden, droht der Einsatz der Breitbandherbizide, die Ackerbegleitflora nicht zu managen, sondern schlicht zu eliminieren.**

Welchen Einfluss der Einsatz der beiden Breitbandherbizide auf die Biodiversität haben kann, zeigen die Resultate aus einem groß angelegten Freilandversuch aus Großbritannien (Brookes et al. 2003, Champion et al. 2003, Firbank et al. 2003, Haughton et al. 2003, Hawes et al. 2003, Heard et al. 2003a/b, Roy et al. 2003, Squire et al. 2003). In der so genannten „Farm-Scale-Evaluation“ wurde getestet, ob die Biodiversität bei Wildkräutern und Wirbellosen innerhalb der Felder und in den Feldrändern gleich ist, wenn man den Anbau von herbizidresistentem transgenen Mais, Raps und Zuckerrüben mit der konventionellen Anbaupraxis dieser drei Feldfrüchte ver-



gleicht. Um die Hypothese zu testen, wurden 60 Felder drei Jahre lang beobachtet. Die Vorgehensweise war eine klassisch ökologische: die experimentelle Faktorenanalyse fand in unterteilten Feldern statt und war mit einer konventionellen Probenahme gekoppelt (Firbank et al. 2003, Perry et al. 2003). Wie die Resultate zeigen, muss die Hypothese zumindest für Raps und Zuckerrübe verworfen werden: die Biodiversität bleibt nicht gleich, sondern nimmt ab, wenn herbizidresistente transgene Raps- und Zuckerrübenpflanzen auf den Feldern wachsen. So war die Biomasse der Wildkräuter am Ende der Anbauperiode in den Gentech-Feldern jeweils signifikant kleiner als in den konventionellen Feldern (Heard et al. 2003a). Der Effekt auf die Wildkräuter blieb dabei nicht auf die Felder beschränkt: An den Rändern der Gentech-Raps-Felder zählten die Forschenden 44 Prozent weniger Blütenpflanzen und 39 Prozent weniger Samen als an den Rändern der mit konventionellen Herbiziden behandelten Rapsfeldern. Bei der transgenen Zuckerrübe waren es 34 Prozent weniger Blüten und 39 Prozent weniger Samen (Roy et al. 2003).

### Fazit:

Durch den Einsatz der Breitbandherbizide wird nicht nur die Zahl der Wildkräuter stark verringert, auch Bienen und Schmetterlinge werden gefährdet, weil ihnen die Futterpflanzen fehlen. So können auch in den konventionellen Raps- und Zuckerrübenfeldern und deren Rändern mehr Bienen und Schmetterlinge gefunden werden als in den jeweiligen Gentech-Feldern (Roy et al. 2003, Houghton et al. 2003, Hawes et al. 2003).

Anders als bei Raps und Zuckerrübe wurde bei Mais ein positiver Effekt der Breitbandherbizide beobachtet. Der Grund hierfür liegt vor allem darin, dass in der Mehrheit der Maisversuche Atrazinherbizide als Vergleichsbasis dienten. Atrazine sind viel schädlicher für die Umwelt als andere konventionelle Herbizide. Zur Zeit der „Farm Scale Evaluation“ waren Atrazine noch zugelassen, mittlerweile sind sie jedoch wegen ihrer Schädlichkeit EU-weit verboten worden. Die Ergebnisse, die aus dem Vergleich mit den Atrazinen entstanden, sind deshalb nicht auf einen möglichen zukünftigen Anbau übertragbar. Nur ein kleiner Teil der Maisversuche wurde mit anderen Herbiziden durchgeführt. Hier zeigen die Resultate zwar immer noch einen positiven Effekt der Breitbandherbizide, jedoch längst nicht mehr so positiv wie beim Vergleich mit den Atrazinen (Perry et al. 2004). Da die Anzahl der Vergleichsversuche mit den Nicht-Atrazinherbiziden klein war, ist die Aussage über die positive Wirkung der Breitbandherbizide bei Mais vorsichtig zu bewerten.

Die „Farm Scale Evaluation“ untersuchte allein die Wirkung auf Wildkräuter und Wirbellose. Einflüsse auf die weitere Nahrungskette waren nicht Gegenstand der Untersuchungen. Dass Einflüsse möglich sind, zeigt eine Simulation am Computer: Watkinson et al. (2000) rechneten in einem Simulationsmodell aus, **dass der Anbau von herbizidresistenten Zuckerrüben innerhalb von 20 Jahren zum Aussterben der Feldlerche führen könnte, weil die Breitbandherbizide die Nahrungsgrundlage der Lerche vernichtet.**

Viele Wildpflanzen und -tiere sind in Deutschland nur überlebensfähig, wenn sie auch in der Agrarlandschaft Lebensräume finden. Feldränder zum Beispiel können eine hohe Diversität an Pflanzenarten beherbergen, Parasiten und Prädatoren einen Zufluchtsort bieten und Bestäuber ausreichend mit Pollen und Nektar versorgen. Aus Sicht des Naturschutzes ist daher eine landwirtschaftliche Anbaupraxis anzustreben, die eine möglichst große biologische Diversität in der Agrarlandschaft erzielt. Der Anbau der transgenen herbizidresistenten Raps- und Zuckerrübenpflanzen wird diesem Ziel nicht gerecht. Mehr noch: er scheint die bereits bestehenden Probleme noch zu verschärfen. Kritisch zu beurteilen sind auch die glufosinat- und glyphosatresistenten Maissorten. Erstens stellen die Herbizide aus ökologischer Sicht eine ungünstige Unkrautbekämpfungsmethode dar und zweitens ist aufgrund der vorhandenen Datenlage nicht klar, ob die transgenen Maissorten tatsächlich einen Vorteil gegenüber den bisherigen Methoden im konventionellen Maisanbau bringen werden.

### 2.2.2 Veränderte Lebensräume und Landschaften

Durch den Anbau von transgenen Pflanzen könnten auch Lebensräume und Landschaften beeinflusst werden. Das gilt vor allem für die zukünftigen transgenen Pflanzen der zweiten und dritten Generation. So könnten sich ganze Lebensräume ändern, falls durch die Entwicklung von trocken- oder salztoleranten Pflanzen bisherige Extremstandorte in Kultur genommen würden. Hinsichtlich dieser Flächen könnten Interessenkonflikte mit dem Naturschutz auftreten (SRU 2004a). So könnten zum Beispiel trocken-tolerante Sorten die Artenzusammensetzung von bisher gar nicht oder lediglich extensiv genutzten Magerstandorten gefährden.

Auswirkungen auf Lebensräume und Landschaften dürfte auch die geplante Bioökonomie haben. Die Gentech-Industrie, die EU-Kommission und verschiedene öffentliche Forschungsinstitute entwickeln zurzeit ein langfristiges Forschungsprogramm, mit dem sie die europäische Wirtschaft mit Hilfe von Pflanzengenomforschung und Gentechnologie schrittweise auf eine Bioökonomie umstellen wollen, in der die industrielle Produktion von



### Fazit:

Wenn zusätzlich zu den Nahrungsmittelpflanzen vermehrt nachwachsende Rohstoffe auf den Feldern wachsen – so wie es die Vertreter der Bioökonomie planen – könnte die Landwirtschaft einen weiteren Intensivierungsschub erfahren, die strukturelle Nivellierung der Landschaft weiter fortschreiten und stillgelegte Flächen wieder bewirtschaftet werden. Diese Auswirkungen stünden in erheblichem Konflikt mit den Zielen des Naturschutzes.

Waren und Dienstleistungen nicht mehr auf fossilen sondern auf biologischen Rohstoffen beruht (Vogel 2004). Ist das Forschungsprogramm erfolgreich, dürften viele neue transgene Pflanzen entstehen, die Medikamente und Chemikalien oder Rohstoffe für den Energiebedarf produzieren.

### 2.2.3 Wirkung auf den Ökolandbau

Die Agrarpolitik der letzten Jahrzehnte hat die landwirtschaftliche Produktion grundlegend verändert. Die Folgen sind bekannt: ausgeräumte Landschaften, erodierte Böden, überdüngte Moore, verarmte Flora und Fauna und belastetes Grundwasser. Bauern und Bäuerinnen sind deshalb gefordert, den Teufelskreis von Produktionssteigerung und Chemisierung zu durchbrechen. Vor diesem Hintergrund gilt der ökologische Landbau als Leitbild einer nachhaltigen Landwirtschaft.

Auch Biobauern und -bäuerinnen greifen aktiv in die Naturzusammenhänge ein, wenn sie ein landwirtschaftliches Ökosystem formen und kultivieren, aber sie tun das weitgehend umweltverträglich. Wissenschaftler haben erst kürzlich Datenmaterial aus Europa, Kanada, Neuseeland und den USA gesammelt und die Resultate aus 76 Vergleichstudien ausgewertet (Hole et al. 2005). Wie die Mehrheit der Studien zeigt, fördert der Biolandbau die Artenvielfalt – und zwar in jedem Schritt der Nahrungskette: von den einfachen Bakterien bis hin zu den Säugertieren.

Die von der Bundesregierung angestrebte Förderung und Ausweitung des ökologischen Anbaus ist aus Naturschutzsicht positiv zu bewerten. Die Risiken, die der großflächige Anbau von transgenen Pflanzen für den Biolandbau darstellt<sup>2</sup>, sind deshalb auch für den Naturschutz ein Thema.

### 2.3 Exkurs: Wirkungen der transgenen Pflanzen der zweiten und dritten Generation

Die Entwicklung zukünftiger transgener Pflanzen wird zu einer weit größeren Produktpalette führen, als dies bei der ersten Generation der Fall ist. So wird die zweite und dritte Generation transgener Pflanzen Produkte liefern, die in der Forstwirtschaft, in der Landschaftsgärtnerei, in der Ernährung, in der Pharmakologie, in der biologischen Sanierung oder in der Produktion industrieller Rohstoffe zur Anwendung kommen können (Vogel & Pott-hof 2004, Lhereux et al. 2003). Zu den möglichen neuen Produkten gehören Pflanzen, die resistent gegen Bakterien, Viren oder Pilze sind (Jeske 2002, Tenhaken 2002), die unter unwirtlichen Bedingungen wie hohen Salzkonzentrationen, Kälte oder Wasserknappheit wachsen können (Datta 2002), die herbizidresistent sind (Duke 2003), sowie solche, die mehrere verschiedene Bt-Toxin-Gene enthalten oder die neuartige Resistenzen gegenüber Schädlingen besitzen (Babu et al. 2003, Llewellyn & Higgins 2002). Entwickelt werden auch Pflanzen, die einen veränderten Nährstoffgehalt besitzen, mehr Vitamine produzieren, weniger Ballaststoffe aufweisen oder neuartige Ölzusammensetzungen haben (Drexler et al. 2003, Herbers 2003, Ritsema & Smeekens 2003, Jacobs et al. 2002). Des Weiteren wird an der Entwicklung von transgenen Pflanzen gearbeitet, die industrielle Stoffe wie etwa Öle, Stärke, Wachse, Enzyme oder Bioplastik produzieren (Drexler et al. 2003, Murphy 2004, 2003, Thelen & Ohlrogge 2002). Und schließlich sind auch transgene Pflanzen in der Planung und Entwicklung, die rekombinante Therapeutika, Impfstoffe oder Antikörper bilden (Maliga et al. 2004, Fischer et al. 2004, 2003, Sala et al. 2003).

Eine nähere Betrachtung all der Umweltgefährdungen, die durch die einzelnen transgenen Pflanzen der zweiten und dritten Generation entstehen könnten, würde den Rahmen der vorliegenden Arbeit sprengen. Einige der neuen Pflanzen werden hinsichtlich ihrer Umweltgefährdung vergleichbar sein mit den bisherigen transgenen Pflanzen. Für viele Produkte der zweiten und dritten Generation werden jedoch die Erfahrungen, die mit der ersten Generation gewonnen wurden, nicht mehr ausreichen, um die Risiken für die Umwelt vorhersagen zu können. Geht die Entwicklung dieser Pflanzen zu schnell voran, wird es nur schwer möglich sein, all die damit verbundenen neuen Gefährdungen rechtzeitig identifizieren und abschätzen zu können.

Die Abschätzung der Risiken wird komplizierter werden, wenn die gentechnische Erschließung über die gängigen Kulturpflanzen hinaus auf weniger stark domestizierte oder mehrjährige Pflanzen ausgeweitet wird, so etwa bei Gräsern oder Bäumen (Godfree et al. 2004, Walter 2004, NAS 2002, Mayer 2001).



Eine neue Herausforderung stellen auch die Pflanzen dar, die gleichzeitig mehrere Transgene besitzen. Da viele Eigenschaften der neuen Generationen darauf beruhen, dass mehrere fremde Gene ins Erbgut eingebaut werden, wird die Anzahl der multitransgenen Pflanzen in Zukunft steigen. Wie die Kombination mehrerer Transgene mit der Umwelt interagiert, ist nur schwer vorherzusagen. Daher werden Untersuchungen notwendig werden, mit denen einerseits mögliche nicht-additive oder synergistische Wirkungen auf die Genexpression und andererseits etwaige kumulative Wirkungen auf die Umwelt abgeklärt werden (NAS 2002).

Bei der Herstellung transgener Pflanzen kommen zunehmend auch solche Gene zum Einsatz, die auf die Genexpression, den Metabolismus oder die Signalwege der Pflanze wirken. Diese Gene unterscheiden sich in ihrer Wirkung stark von denjenigen, die bei der Herstellung der ersten Generation verwendet werden. Denn bei der ersten Generation geht die erwünschte Eigenschaft der Pflanze direkt auf das Transgenprodukt zurück, mit den neuen Genen hingegen wird die Eigenschaft indirekt erzielt. Da diese neuen Gene in die Komplexität des Organismus eingreifen, wird es unabdingbar sein, mögliche sekundäre Wirkungen und deren Konsequenzen abzuklären (NAS 2002).

Besonderen Anlass zur Sorge geben diejenigen Pflanzen, die für die Produktion industrieller und pharmazeutischer Substanzen hergestellt werden (siehe dazu Peterson & Arntzen 2004, UCS 2003, Freese 2002). Welche Wirkungen diese Substanzen auf die Umwelt haben, ist bisher kaum untersucht worden. Zudem muss bei diesen Pflanzen unbedingt verhindert werden, dass die Transgene in die Nahrungskette oder in naturnahe Lebensräume entweichen.

Welche Typen transgener Pflanzen entwickelt werden, hängt von unterschiedlichen, zum Teil interagierenden Faktoren ab. Dazu gehören die technische Machbarkeit, das rechtliche Umfeld, die öffentliche Akzeptanz, die öffentliche Finanzierung von entsprechenden Forschungsprojekten und die prognostizierten Gewinne aus dem Verkauf der neuen Produkte.

### Fazit:

Aus Sicht des Naturschutzes ist es wichtig, dass naturschutzfachliche Überlegungen bereits bei Beginn der Projekte berücksichtigt werden und dass die Erforschung der Umweltrisiken Schritt hält mit der Entwicklung und Kommerzialisierung der zweiten und dritten Generation. Nur so ist es möglich, die Folgen der zweiten und dritten Generation adäquat abzuschätzen und die Fragen zu beantworten, welche direkten Folgen die neuen transgenen Pflanzen haben und welche indirekten Wirkungen auf die biologische Vielfalt entstehen.



## 3. Rechtlicher Umgang mit transgenen Pflanzen

Wie und in welchem Ausmaß transgene Pflanzen auf die Umwelt wirken, hängt von verschiedenen Faktoren ab. Dazu gehören nicht nur die Eigenschaften der Pflanze, die Eigenschaften der Ökosysteme, in denen die Pflanzen wachsen, und die Praxis, mit der die Pflanzen angebaut werden. Dazu gehört auch der rechtliche Umgang mit den Pflanzen. Er bestimmt, welche transgene Pflanzen wie angebaut werden dürfen und wer darüber entscheidet.

Der Umgang mit transgenen Pflanzen ist europarechtlich vorgegeben. Die Freisetzungsrichtlinie 2001/18/EG enthält dabei Vorgaben für den großflächigen Anbau. Sie regelt unter anderem das Inverkehrbringen transgener Pflanzen und verfolgt das Ziel, dass durch den Anbau der Pflanzen keine schädlichen Auswirkungen auf die Umwelt und die Gesundheit des Menschen entstehen.

Die Freisetzungsrichtlinie muss von den EU-Mitgliedsstaaten in nationales Recht umgesetzt werden. In Deutschland ist die Umsetzung mit dem neuen Gentechnikgesetz erfolgt. Die Richtlinie und die nationalen Umsetzungen bilden zusammen den rechtlichen Rahmen, innerhalb dessen über die Genehmigung von transgenen Pflanzen entschieden wird.

Das rechtliche Rahmenwerk enthält verschiedene Vorschriften, die wesentlich dazu beitragen, ob und welche Folgewirkungen transgener Pflanzen eintreffen werden. Dazu gehören die Vorschriften zur Risikoabschätzung, zum Monitoring, zum Vorsorgeprinzip und zum Schutz ökologisch sensibler Gebiete sowie die Festlegung, wer über das Inverkehrbringen transgener Pflanzen entscheiden kann. Im Folgenden wird auf diese Punkte näher eingegangen.

### 3.1 Risikoabschätzung

Die Rahmenbedingungen für die Risikoabschätzung transgener Pflanzen sind durch die EU-Freisetzungsrichtlinie vorgegeben. Das Ziel der Risikoabschätzung besteht laut Richtlinie darin, von Fall zu Fall etwaige direkte, indirekte, sofortige oder spätere schädliche Auswirkungen von transgenen Pflanzen auf die Umwelt zu ermitteln und zu evaluieren. Wie die Prüfung durchzuführen ist, wird im Anhang II der Richtlinie sowie in ergänzenden Leitlinien der EU-Kommission umschrieben (KOM 2002). Dabei werden die zu berücksichtigenden Faktoren, die Grundprinzipien sowie die Methodik näher konkretisiert. Festgehalten wird auch, dass die Risikoabschätzung fundiert und transparent auf der Grundlage von wissenschaftlichen und technischen Daten durchzuführen ist. Wichtige Komponenten der Risikoabschätzung bleiben im rechtlichen Rahmenwerk jedoch vage formuliert und lassen Raum für unterschiedliche Interpretationen. Offen bleiben unter anderem folgende Fragen (Gaugitsch 2004, Jensen et al. 2003): Mit welchen Methoden sind welche Daten zu erheben? Welchen Zeithorizont gilt es zu berücksichtigen? Welches Maß an Unsicherheit wird akzeptiert? Welche Wirkungen sind als schädlich zu bewerten und welche Referenzpunkte sollen für die Bewertung herangezogen werden?

#### 3.1.1 Daten und Methoden

Wissenschaftliche und technische Daten sind die Grundlage für die Risikoabschätzung. Ihre Menge, Qualität und Stichhaltigkeit bestimmen wesentlich mit, welche Unsicherheiten verbleiben und wie fundiert Genehmigungsentscheidungen ausfallen. Wer die Entscheidungen trifft, kann auf zwei unterschiedliche Datenquellen zurückgreifen – auf die Daten, die der Antragsteller erhoben hat, und auf die Daten, die aus der öffentlich finanzierten Risikoforschung stammen.

Der Antragsteller ist dazu verpflichtet, Daten über die Umweltwirkungen seiner transgenen Pflanze zu erheben. Wie er das macht, bleibt jedoch aus zwei Gründen unklar. Erstens muss er die Daten weder öffentlich zugänglich machen, noch in einen „peer-review“-Prozess einbringen. Und zweitens kann er das Erheben der Daten weitgehend selbst bestimmen, weil das rechtliche Rahmenwerk offen lässt, welche Umweltwirkungen er experimentell abklären muss und welche Methoden er dabei verwenden soll. Die Qualität und Stichhaltigkeit der Daten, die der Antragsteller erhebt, bleibt somit weitgehend im Verborgenen. Die wenigen vorhandenen Informationen, die es dazu gibt, stammen aus den USA und legen zwei Punkte offen: Einerseits werden zu Genfluss und Verwilderung kaum Daten aus experimentellen Untersuchungen eingereicht (Marvier 2004). Andererseits scheinen die Antragsteller Versuchsanordnungen zu favorisieren, die mit dem statistischen Fehler des so genannten Typ-II behaftet sind (Marvier 2002). Bei der Konzeption der Versuchsanordnung muss vorab immer entschieden werden, ob





man Typ-I oder Typ-II Fehler in Kauf nehmen will. Nimmt man Typ-I Fehler in Kauf, so akzeptiert man unter Umständen falsch positive Resultate. Das heißt: bei Typ-I Fehlern folgert man aufgrund der Resultate, dass eine transgene Pflanze ökologisch schädlich wirken könnte, obwohl sie dies in Wirklichkeit nicht tun wird. Bei Typ-II Fehlern ist das Gegenteil der Fall. Hier akzeptiert man falsche negative Resultate; man folgert also, dass eine transgene Pflanze unschädlich ist, obwohl sie in Wirklichkeit Schäden verursachen wird. Dass die Antragsteller Resultate mit dem Typ-II Fehler bevorzugen, überrascht somit nicht. Im Sinne des Vorsorgeprinzips wäre es jedoch angemessener, Typ-II Fehler zu vermeiden und einige Typ-I Fehler in Kauf zu nehmen (Myhr & Traavik 2003). Indirekte Hinweise auf die Qualität der Daten des Antragstellers lassen sich den Genehmigungen entnehmen. Da dort kaum quantitative Aussagen über das Risiko anzutreffen sind, ist davon auszugehen, dass die Daten des Antragstellers nur für eine qualitative Risikoabschätzung ausreichen (Vogel & Tappeser 2000). Für den Antragsteller sind qualitative Risikoabschätzungen attraktiv, weil sie leicht und schnell durchgeführt werden können. Müssten Daten erhoben werden, die eine quantitative Abschätzung erlauben, so bräuchte man längerfristige ökologische Untersuchungen. Diese stehen jedoch im Widerspruch zu den Forschungs- und Entwicklungsprioritäten der Antragsteller.

**Rechtlich ist nicht vorgeschrieben, welche Umweltwirkungen der Antragsteller experimentell abklären muss und welche Methoden er dabei verwenden soll. Es liegt daher letztendlich im Ermessen der zuständigen Behörden und der am Genehmigungsverfahren beteiligten wissenschaftlichen Kommissionen, darüber zu urteilen, ob die vom Antragsteller eingereichten Daten für eine adäquate Risikoabschätzung ausreichen oder nicht. Die Öffentlichkeit bleibt außen vor. Ohne Zugang zu den umweltrelevanten Antragsunterlagen kann sie weder die Stichhaltigkeit der Daten noch die Zuverlässigkeit der Entscheidungen beurteilen. Und sie kann zudem nicht abschätzen, welche Unsicherheiten für das öffentliche Gut Umwelt verbleiben.**

Wer über einen Vermarktungsantrag einer transgenen Pflanze entscheidet, schätzt das Risiko nicht allein anhand der Daten des Antragstellers ab, sondern zieht auch die Daten aus der öffentlich finanzierten Risikoforschung hinzu. Verlässliche und stichhaltige Daten, die eine adäquate Prognose der Folgewirkungen transgener Pflanzen erlauben würden, sind jedoch in der öffentlichen Risikoforschung nicht immer zu finden (siehe Kapitel 2). Einer der Gründe sind die fehlenden finanziellen Mittel. Da die öffentliche Risikoforschung chronisch unterfinanziert ist, liegt das Erheben ökologisch relevanter Daten weit hinter der Vermarktung transgener Pflanzen zurück. In vielen Bereichen klaffen Wissenslücken:

- So ist zum Beispiel nur punktuell untersucht worden, wie sich die regionale Variabilität der Naturräume auf den Einfluss auswirken könnte, den transgene Pflanzen auf die Umwelt haben.
- Weitere Wissenslücken bestehen, wenn es um die Kenntnis des Ökosystems Boden (Dunfield & Germida 2004), die ökologische Rolle potenzieller Nicht-Zielorganismen (Andow & Hilbeck 2004) oder die genetische Vielfalt von Wildpflanzen geht (SRU 2004a).
- Hinzu kommt, dass in vielen Bereichen standardisierte Untersuchungsmethoden fehlen. Erst in jüngerer Zeit hat die Risikoforschung Konzepte entwickelt, die darlegen, welche Daten wie erhoben werden sollten, damit eine adäquate Risikoabschätzung möglich wird (Hayes 2004, Andow & Hilbeck 2004, Wilkinson 2004, Poppy 2004, Kowalchuk et al. 2003).

#### Fazit:

Fehlende finanzielle Mittel, unstandardisierte Testmethoden und unausgereifte Konzepte – diese drei Mankos der Risikoforschung führen dazu, dass die empirische Basis schmal bleibt und oft nur für eine qualitative Risikoabschätzung ausreicht. Die Konsequenz: Genehmigungsentscheidungen basieren mehr auf Schätzungen („informed guesses“) und Expertenmeinungen als auf empirisch erhobenen und statistisch aussagekräftigen Daten.

Die Menge, die Qualität und die Stichhaltigkeit der Daten bestimmen mit, welche Unsicherheiten verbleiben und wie fundiert Genehmigungsentscheidungen ausfallen. Aufgrund der vorhandenen Defizite sind aus Sicht des Naturschutzes folgende Verbesserungen notwendig: die unabhängige, öffentliche Risikoforschung muss verstärkt finanziell unterstützt werden. Die Wissenschaft muss geeignete, standardisierte und breit akzeptierte Methoden entwickeln und evaluieren. Diese Methoden müssen auch für die Antragsteller verbindlich werden. Zudem müssen die Antragsteller dazu verpflichtet werden, die umweltrelevanten Daten zu veröffentlichen und in einen „peer-reviewed“ Prozess einzubringen. Diese Maßnahmen würden nicht nur für die notwendige Transparenz sorgen, sie würden auch die Qualität der Forschungsergebnisse sichern und die Sorgfalt der Behörden erleichtern (Vogel & Tappeser 2000).



### 3. Rechtlicher Umgang mit transgenen Pflanzen

#### 3.1.2 Unsicheres Wissen

Die Risikoabschätzung transgener Pflanzen ist mit Unsicherheiten verbunden. Diese Unsicherheiten schaffen die Möglichkeit für willkürliche Entscheidungen (Murphy & Krimsky 2003). Wie mit den Unsicherheiten umgegangen werden soll, bleibt weitgehend offen. Das rechtliche Rahmenwerk schreibt weder vor, bis zu welchem Maß die Unsicherheiten vor der Kommerzialisierung reduziert werden müssen, noch benennt es konkrete Kriterien, wie die Unsicherheiten in der Risikobewertung zu berücksichtigen sind. Solange diese Vorschriften und Kriterien fehlen, bleibt es im Ermessen der zuständigen Behörden und wissenschaftlichen Kommissionen, darüber zu urteilen, welches Maß an Unsicherheit bei der Vermarktung tolerierbar ist. Um den Entscheidungsprozess transparent zu machen, sollten die zuständigen Fachleute offen legen, welche Unsicherheiten bestehen und wie sie diese bewerten. Aus Sicht des Naturschutzes sollten die Behörden die Antragsteller dazu verpflichten, die Unsicherheiten zu verringern, die sich durch gezielte Untersuchungen und Freisetzungsversuche verringern lassen.

Für die Bewertung der Unsicherheiten sollte die klassische Risikoanalyse durch eine **Gefährdungsanalyse** ergänzt werden. Da die klassische Risikoanalyse wirkungsorientiert ist, die genaue Kenntnis von Wirkungs- und Kausalketten voraussetzt, diese genaue Kenntnis jedoch nie erreichen kann, lässt sie sich nicht vollständig umsetzen (Jaeger 2000). Die Umsetzungslücke führt dazu, dass Ungewissheiten unberücksichtigt bleiben. Damit besteht die Gefahr, dass bei der Bewertung transgener Pflanzen die nicht bestimmbareren Risiken wie zum Beispiel Spätfolgen oder Summeneffekte außer Acht gelassen werden. Um dies zu verhindern, sind komplementäre Strategien erforderlich, welche die klassische Risikoanalyse ergänzen. Eine der möglichen Strategien ist die Gefährdungsanalyse: sie bezieht die Tatsache, dass das Wissen über die möglichen Folgen von Umwelteingriffen immer unvollständig ist, bewusst in die Strategie der Bewertung ein (Jaeger 2000, Scheringer 2000). Die Bewertung bezieht sich somit nicht auf die Auswirkungen sondern auf das Ausmaß des Eingriffs und die damit verbundenen Unsicherheiten. Reichweite und Eingriffstiefe werden hier zu wichtigen Kriterien. Um den Schutz der Umwelt gewährleisten zu können, sollte deshalb eine leistungsfähige Operationalisierung des Gefährdungskonzepts erfolgen (Ammann & Vogel 2001).

#### 3.1.3 Fehlende Schadensdefinition

Die rechtliche Regulierung transgener Pflanzen verfolgt das Ziel, schädliche Wirkungen auf die Umwelt zu verhindern. Erreicht werden soll das Ziel, indem nur solche transgene Pflanzen zugelassen werden, die ein akzeptierbares kleines Risiko auf schädliche Wirkungen haben (Jensen et al. 2003). Was eine schädliche Einwirkung ist, definiert das Gesetz jedoch nicht. **„Schädlich“ wird zum unbestimmten Rechtsbegriff.**

Welche Einwirkungen transgener Pflanzen einen Schaden darstellen, bleibt nicht nur in den Gesetzestexten unbeantwortet. Es fehlen auch die gesellschaftlich, wissenschaftlich und politisch akzeptierten Antworten (Benzler 2004, Gaugitsch 2004). Was ein Schaden ist, lässt sich deshalb bei transgenen Pflanzen im Moment nur allgemein beantworten: Hinter der Bewertung einer Einwirkung als schädlich steht eine doppelte Werteinschätzung, nämlich erstens die Festlegung von *schützenswerten* Gütern und zweitens die Festlegung der *wünschenswerten*

Zustände dieser schützenswerten Güter (Gill 1998). Die Schutzgüter, die durch den Anbau transgener Pflanzen nicht verletzt werden sollen, sind vom Gesetzgeber festgelegt. Dazu gehören Tiere und Pflanzen sowie die sonstige Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge. Da ein Schaden eine Abweichung vom wünschenswerten Zustand der genannten Güter darstellt, ist eine Konkretisierung dieses wünschenswerten Zustands erforderlich. Diese Konkretisierung hat bis heute nicht stattgefunden. Damit bleibt es im Ermessensspielraum der zuständigen Behörden und wissenschaftlichen Kommissionen, diese wünschenswerten Zustände zu definieren und etwaige Abweichungen als akzeptabel beziehungsweise nichtakzeptabel zu bewerten.

Was ein Schaden ist und welche Zustände wünschenswert sind, lässt sich nicht naturwissenschaftlich beantworten, da sich die Fragen der Objektivität entziehen (z.B. Sukopp 2004, Amman & Vogel 2001, Levidow et al. 2000). Die Naturwissenschaft kann allein den Ist-Zustand feststellen. Die Frage, wie es sein soll, kann sie hingegen nicht beantworten. Denn die wünschenswerten Zustände sind keine Naturphänomene, sondern das Resultat von gesellschaftlichen Diskursen, rechtlichen Rahmenbedingungen und politischen Entscheidungen.

#### Fazit:

Da rechtlich undefiniert bleibt, was ein Schaden ist und welche Zustände wünschenswert sind, hängt die Abschätzung der Risiken von subjektiven Bewertungen und persönlichen Risikoeinstellungen der Menschen ab, welche die Risikoabschätzung durchführen (Cansier & Cansier 1999). Die Zusammensetzungen der zuständigen Behörden und der wissenschaftlichen Kommissionen werden somit zur wichtigsten Variablen, wenn es um die Genehmigung von transgenen Pflanzen geht. Da sich wünschenswerte Zustände nicht objektiv definieren lassen, sollte die Definition von Schäden nicht an Behörden und Expertengremien delegiert werden, sondern in einem Prozess erarbeitet werden, an dem alle Interessengruppen beteiligt sind.



#### 3.1.4 Normative Referenzgrundlagen

Wer das Risiko von transgenen Pflanzen abschätzt, muss bewerten, ob die möglichen Wirkungen akzeptabel beziehungsweise nicht akzeptabel sind. Wie oben dargestellt, lässt die rechtliche Regulierung offen, was eine schädliche Wirkung ist. Um die Wirkungen dennoch bewerten zu können, muss ein Vergleich gezogen werden. Die Richtlinie 2001/18/EG hält hierzu im Anhang IIB fest: „Die etwaigen schädlichen Auswirkungen erkannter Merkmale von GVO und deren Verwendung sind mit den etwaigen schädlichen Auswirkungen der ihnen zugrunde liegenden, unveränderten Organismen und deren Verwendung in einer entsprechenden Situation zu vergleichen.“ Diese Passage setzt das so genannte Familiaritätsprinzip in Kraft. Dieses Prinzip wurde 1993 von der OECD als Hilfsmittel für die Risikoabschätzung eingeführt, das die optimale Nutzung des bereits vorhandenen Wissens gewährleisten sollte (Jensen et al. 2003). Die Richtlinie 2001/18/EG scheint jedoch das ehemalige Hilfsmittel zu einem Entscheidungskriterium zu erheben. Das Familiaritätsprinzip ist aber aus drei Gründen problematisch (Brand & Winter 2004, Breckling 2004, Jensen et al. 2003): erstens lenkt es die Aufmerksamkeit auf bekannte Eigenschaften und Prozesse – die Frage nach neuen Wirkungen tritt in den Hintergrund. Zweitens können auch herkömmliche Pflanzen und ihre Verwendung Schäden anrichten, so dass die transgenen Pflanzen und ihre Verwendung selbst dann akzeptabel werden, wenn sie schädlich sind. Drittens legt der Gesetzgeber nicht fest, welche Wirtschaftsweise als Referenzgrundlage verwendet wird. **Letzteres hat zur Konsequenz, dass es im Ermessen der zuständigen Behörden und wissenschaftlichen Kommissionen liegt, ob der ökologische Landbau oder die konventionelle Landwirtschaft als normative Referenz hinzugezogen wird.**

Die Wahl der Referenzgrundlage ist allerdings entscheidend für die Bewertung, wie folgendes Beispiel zeigt: Ob Bt-Mais auf Nicht-Zielorganismen wirkt, kann nicht abschließend beantwortet werden. Verschiedene Daten deuten darauf hin, dass er eine Gefährdung für Nützlinge und Schmetterlinge darstellt. Bewertet man die vorhandenen Daten im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft, besteht kein Anlass zur Sorge. Denn in der konventionellen Landwirtschaft sind Wirkungen auf Nicht-Zielorganismen akzeptiert. Anders fällt die Bewertung hingegen aus, wenn als Referenzgrundlage die ökologische Landwirtschaft dient, da hier Nebenwirkungen auf Nicht-Zielorganismen möglichst zu vermeiden sind.

#### Fazit:

Die Verwendung des Familiaritätsprinzips ist kritisch zu beurteilen. Wird es verwendet, sollte in einem partizipativen Prozess ausgehandelt werden, welche Wirtschaftsweise als normative Referenzgrundlage dienen soll.

#### 3.2 Monitoring

Die Richtlinie 2001/18/EG und das deutsche Gentechnikgesetz schreiben vor, dass der kommerzielle Anbau transgener Pflanzen von einem Monitoringprogramm begleitet wird. Das Ziel ist, schädliche Wirkungen transgener Pflanzen im Rahmen des Monitorings so früh wie möglich zu erkennen, damit entsprechende Gegenmaßnahmen eingeleitet werden können. Das Programm wird dabei unterteilt in eine allgemeine Überwachung und ein fall-spezifisches Monitoring. Die allgemeine Überwachung richtet sich auf die Beobachtung schädlicher Wirkungen, die in der Risikoabschätzung nicht vorhergesehen wurden. Beim fall-spezifischen Monitoring geht es hingegen darum, die in der Risikoabschätzung getroffenen Annahmen zu überprüfen.

Unternehmen, die eine transgene Pflanze in Verkehr bringen wollen, müssen einen Überwachungsplan einreichen. Welche Grundsätze und Inhalte die Pläne aufweisen sollten, wird im Anhang VII der Richtlinie 2001/18/EG sowie in den erläuternden Leitlinien beschrieben. In Deutschland soll die Gentechnik-Beobachtungsverordnung (GenTBeobV) die Anforderungen an die Pläne näher umschreiben. Ob die Pläne der Antragsteller den Anforderungen genügen, werden letztendlich die zuständigen Behörden und wissenschaftlichen Kommissionen entscheiden. Sie können Änderungen in den Plänen verlangen oder zusätzliche Auflagen machen.

Das Monitoring erhöht beim derzeitigen unzureichenden Wissensstand die Chance, unerwünschte Auswirkungen des Anbaus transgener Pflanzen frühzeitig zu erkennen, und eröffnet damit die Möglichkeit, korrigierend einzugreifen. Es kann jedoch nicht garantieren, dass alle möglichen Folgen rechtzeitig entdeckt werden (Sukopp 2004, Breckling & Züghart 2001).

In den letzten Jahren sind zahlreiche Publikationen zum Monitoring veröffentlicht worden (z.B. Graef et al. 2004, Sanvido et al. 2003a, Züghart et al. 2003, Heissenberger et al. 2003, UBA 2003, Ammann et al. 2002, Brauner et al. 2001, Traxler et al. 2000, Ammann & Vogel 1999). Sie zeigen, dass die Wahl der Methoden und Verfahren, die Definition von ökologischen Schäden, die Bestimmung von geeigneten Referenzflächen sowie das Festlegen von vorsorgeorientierten Bewertungskriterien wesentlich bestimmen, ob sich mit einem Monitoring der Schutz der Umwelt adäquat gewährleisten lässt. Im Folgenden wird auf diese Faktoren näher eingegangen.



### 3. Rechtlicher Umgang mit transgenen Pflanzen

#### 3.2.1 Verschobene Vorsorge

Bevor die Freisetzungsrichtlinie 2001/18/EG in Kraft trat, war das Monitoring rechtlich nicht vorgeschrieben. Sind transgene Pflanzen sicher für die Umwelt, geben die zuständigen Behörden grünes Licht und die transgenen Pflanzen können ohne weitere Auflagen angebaut werden – so lautete die Logik der Genehmigungsverfahren unter der alten Freisetzungsrichtlinie (90/220/EWG). Die Marktzulassung galt als letzter Schritt des Verfahrens. Dann wurde während den Verfahren jedoch erkannt, dass die Daten der Antragsteller mit Unsicherheiten behaftet waren. Da man diese Unsicherheiten reduzieren musste, stellte sich die Frage, wann dies stattfinden sollte – vor oder während des Anbaus. Die EU-Kommission und der sie beratende wissenschaftliche Ausschuss für Pflanzen hatten sich schließlich dafür entschieden, die Vorsorge auf die Stufe des Marktes zu verlegen und die Unsicherheiten während des Anbaus durch ein Monitoring zu reduzieren (Vogel & Tappeser 2000). Die Logik, die hinter diesem Vorgehen steckt, ist eine zweiseitige: Einerseits rechtfertigt sie den Anbau als akzeptabel, weil mit dem Monitoring extra Vorsorgemaßnahmen getroffen werden. Andererseits erklärt sie den Anbau als notwendig, weil erst mit ihm bestehende Unsicherheiten reduziert werden können (Levidow et al. 1998).

Die Richtlinie 2001/18/EG hat das Monitoring rechtlich verbindlich gemacht, womit der kommerzielle Anbau nun wie ein experimenteller Großversuch geplant und gehandhabt wird. Unklar bleibt, welche Unsicherheiten der Antragsteller vor dem Anbau zu reduzieren hat und welche er erst während des Anbaus verringern kann. Da die Freisetzungsrichtlinie hierzu keine konkreten Vorgaben macht, liegt dies im Ermessen der zuständigen Behörden und wissenschaftlichen Kommissionen. Die Entscheidungen werden dabei davon abhängen, wie stark die beteiligten Personen das Vorsorgeprinzip gewichten.

Beim Monitoring geht es im Wesentlichen darum, inwieweit Lernen aus Erfahrung eine adäquate Strategie zur Beurteilung von Umwelteingriffen ist. Bis zu welchem Schweregrad der Erfahrungen können der Lerneffekt und der Nutzen, um dessentwillen man die Erfahrungen in Kauf genommen hat, noch gerechtfertigt werden? Diese Frage wird heute allein von den zuständigen Behörden und wissenschaftlichen Kommissionen beantwortet. Um ihre Antworten zumindest transparent und nachvollziehbar zu machen, sollten die Behörden und Kommissionen in einem öffentlich zugänglichen Kriterienkatalog festlegen, wie sie mit den bestehenden Unsicherheiten umgehen. Sinnvoller wäre es, wenn die Behörden einen partizipativen Prozess lancieren, in dem alle relevanten Akteure gemeinsam einen Kriterienkatalog erarbeiten.

**Wie auch immer vorgegangen wird, das Monitoring darf nicht dazu führen, dass die Antragsteller entlastet werden und die Risikoabschätzung ausschließlich auf die Ebene des Monitorings verschoben wird.**

#### 3.2.2 Methoden und Verfahren

##### Fazit:

Marktgenehmigungen sollten frühestens dann in Betracht gezogen werden, wenn die Monitoringmethoden und -verfahren validiert und transparent und verbindlich festgeschrieben sind.

Zurzeit gibt es nur wenige wissenschaftliche Hintergrundinformationen darüber, wie das Monitoring in die Praxis umgesetzt werden sollte (Graef et al. 2004). Offene Fragen verbleiben bei der Festlegung der anzuwendenden Methoden, der räumlichen und zeitlichen Abstände der Probenahme, der Standardisierung der Methoden sowie der Zusammenführung und Auswertung der Daten (SRU 2004a). Diese offenen Fragen gilt es zu klären und bundes- sowie wenn möglich auch europaweit einheitlich zu beantworten.

#### 3.2.3 Referenzflächen

Das Monitoring will Veränderungen in der Umwelt beobachten, die von transgenen Pflanzen verursacht werden. Relevante Veränderungen sind jedoch nur dann erkennbar, wenn die erhobenen Daten mit einem Referenzzustand verglichen werden können. Auch die Bewertung der Daten gelingt nur durch einen Vergleich (SRU 2004a/b). Da die Überwachung transgener Pflanzen einerseits auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen und andererseits außerhalb der Felder in naturnahen Lebensräumen stattfinden muss, sind zwei Vergleichsgrundlagen erforderlich. Die Daten der landwirtschaftlich genutzten Flächen sind mit den Daten zu vergleichen, die auf einem Referenzfeld mit nicht-transgenem Kulturpflanzen erhoben worden sind. Wie bei der Risikoabschätzung (siehe oben) stellt sich auch hier die Frage, ob konventionell oder biologisch bewirtschaftete Felder die Vergleichsbasis sein sollen. Aus Sicht des Naturschutzes sollten beide Wirtschaftsweisen als Referenz dienen.

Für die Bewertung etwaiger Wirkungen in naturnahen Lebensräumen sind es ebenfalls Daten erforderlich, die aus gentechnikfreien Flächen stammen. Es ist deshalb notwendig, solche Flächen auszuweisen und vor dem Ein-



trag transgener Pflanzen zu schützen. Ein effizientes Monitoring setzt voraus, dass Referenzdaten des jetzigen, von transgenen Pflanzen unbeeinflussten Zustands vorliegen (Sukopp 2004, SRU 2004a/b). Aufgrund der natürlichen Schwankungen von Ökosystemen wäre es notwendig, die Daten mehrere Jahre vor dem Anbaubeginn zu erheben. **Solange die Daten über den Ausgangszustand nicht aufgenommen sind, sollten Bewilligungen für das Inverkehrbringen zurückhaltend gehandhabt oder vorerst untersagt werden** (Ammann & Vogel 1999).

#### 3.2.4 Frühwarnsystem und Handlungskriterien

Ob sich mit einem Monitoring der Schutz der Umwelt gewährleisten lässt, hängt von den Zielen und der Konzeption der Überwachung ab. Wer allein Unsicherheiten und Ungewissheiten vermindern will, konzipiert das Monitoring als reines Beobachtungsprogramm und wird somit vor allem Erkenntnisse ernten. Für den Schutz der Umwelt wäre damit noch nicht viel gewonnen. Der Gewinn stellt sich erst dann ein, wenn das Ziel Schadensvorsorge heißt und die Konzeption das Monitoring zum Frühwarnsystem macht (Ammann & Vogel 1999). Dafür braucht man wiederum Handlungskriterien: Treffen die Resultate aus dem Monitoringprogramm ein, so werden Kriterien benötigt, um entscheiden zu können, ob die beobachteten Wirkungen der transgenen Pflanzen erwünscht oder unerwünscht sind und ob sie Gegenmaßnahmen notwendig machen. Um die Handlungskriterien auszuarbeiten, müssen die wünschenswerten Zustände der rechtlich festgeschriebenen Schutzgüter konkretisiert werden. Das Resultat dieser Konkretisierung sind dann quantitative Umweltstandards, die anhand von Indikatoren Abweichungen vom wünschenswerten Zustand wiedergeben (Vogel 2002).

Soll das Monitoring als Frühwarnsystem wirken, so ist bei der Konkretisierung der Handlungskriterien zu berücksichtigen, dass sich die Entscheidungen zum Handeln nicht allein auf klassische naturwissenschaftliche Normen stützen dürfen. Anders ausgedrückt: Experimentelle Wiederholbarkeit, Nachweis kausaler Verknüpfung, statistischer Signifikanznachweis und widerspruchsfreie Bewertung durch die Wissenschaftsgemeinde sollen nicht die alleinigen Normen sein, aufgrund derer gehandelt wird. Müsste Frühwarnung diesen Normen genügen, so käme sie wahrscheinlich oft zu spät (Bechmann et al. 1988). Der Sinn der Frühwarnung liegt aber gerade darin, prophylaktische Maßnahmen schon aufgrund von Verdachtsmomenten und Indizien zu ergreifen, die nach wissenschaftlichen Normen nur als Hypothesen gelten (Bechmann et al. 1988). Wie bei der Risikoabschätzung sollte deshalb auch bei den Handlungskriterien nicht allein wirkungsorientiert, sondern zusätzlich gefährdungsorientiert vorgegangen werden (siehe Abschnitt 3.1.2).

#### Fazit:

Zurzeit fehlen operationalisierbare Handlungskriterien (SRU 2004a). Solange diese Kriterien fehlen, droht das Monitoring zu einem reinen Beobachtungsprogramm zu werden. Marktgenehmigungen sollten deshalb frühestens dann in Betracht gezogen werden, wenn gefährdungsorientierte Handlungskriterien erarbeitet worden sind.

#### 3.3 Vorsorgeprinzip

Das Vorsorgeprinzip ist ein ethisches Prinzip – und zwar in Bezug darauf, wie Entscheidungsträger angesichts von Unsicherheiten handeln sollen (Jensen 2002). Das auf rechts- und gesellschaftspolitische Strömungen in Deutschland zurückgehende Prinzip hat seit den späten 1980er Jahren weltweit an Bedeutung gewonnen. In der EU ist das Vorsorgeprinzip zum Leitmotiv des Umweltrechts und der Umweltpolitik geworden, und in WTO-Bestimmungen trifft man das Prinzip heute ebenso an wie in Vereinbarungen der UNO oder der OECD. Auch auf nationaler Ebene dient das Vorsorgeprinzip als Orientierungshilfe für die Umweltpolitik. So gehört das Prinzip in Ländern wie Deutschland, Dänemark oder Schweden zu den wesentlichen umweltpolitischen Grundsätzen. Während die Rolle des Vorsorgeprinzips in der nationalen wie auch internationalen Politik wächst, herrscht gleichzeitig Unsicherheit darüber, was genau mit dem Prinzip verbunden sein soll. Der Grund liegt unter anderem in der fehlenden inhaltlichen Bestimmtheit des Vorsorgeprinzips. Wer Verträge, Vereinbarungen und wissenschaftliche Publikationen durchforstet, findet dort mindestens 19 verschiedene Definitionen des Vorsorgeprinzips (Sandin 1999). Die Definitionen variieren dabei weit innerhalb eines Kontinuums von mehr oder weniger „Vorsorge“.

Das Vorsorgeprinzip hat auch Eingang in das europäische Gentechnikrecht gefunden. In der Richtlinie 2001/18/EG sind zahlreiche Hinweise auf das Vorsorgeprinzip zu finden. Im Erwägungsgrund 6 heißt es zum Beispiel, dass die Umweltmaßnahmen auf dem Grundsatz der Vorbeugung beruhen sollen. Und laut Artikel 4 sind im Einklang mit dem Vorsorgeprinzip alle geeigneten Maßnahmen zu treffen, dass Freisetzung oder Inverkehrbringen transgener Pflanzen keine schädlichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt haben. Auch das deutsche Gentechnikgesetz stützt sich auf das Vorsorgeprinzip. So steht in Paragraph 1, dass Vor-



### 3. Rechtlicher Umgang mit transgenen Pflanzen

---

sorge gegen das Entstehen solcher Gefahren zu treffen ist, die schädliche Wirkungen auf die Gesundheit des Menschen und die Umwelt haben könnten.

Trotz dieser Verweise ist eine strenge Vorsorge weder in der Richtlinie 2001/18/EG noch im deutschen Gentechnikgesetz vorgesehen. Die Freisetzungsrichtlinie basiert auf Artikel 95 des EG-Vertrags und hat somit die Verwirklichung des Binnenmarktes zum Ziel. Und das deutsche Gentechnikgesetz will neben dem Schutz der Umwelt und der Gesundheit des Menschen auch einen Rahmen für die Nutzung und Förderung der Gentechnik schaffen. Um eine strenge Vorsorge zu erreichen, müsste dem Schutz der öffentlichen Gesundheit und der Umwelt mehr Bedeutung als den wirtschaftlichen Erwägungen beigemessen werden.

Das rechtliche Rahmenwerk zur Regulierung transgener Pflanzen enthält verschiedene Maßnahmen, die das Vorsorgeprinzip stützen. Dazu gehören die Fall-zu-Fall Beurteilung, das Schritt-für-Schritt Konzept (Labor, Gewächshaus, Freiland), das Monitoring nach Genehmigung, die Kennzeichnung und Rückverfolgbarkeit sowie die zeitlich beschränkten Genehmigungen (Schomberg 2004). Diese Maßnahmen fördern unter anderem eine Art von „Lernpraxis“, mit der die Entscheidungsträger in die Lage versetzt werden, immer mehr Informationen zu sammeln und auf dieser Basis die potenziellen Risiken transgener Pflanzen laufend neu zu bewerten. Ob damit das Vorsorgeprinzip bereits adäquat umgesetzt wird, ist fraglich. Denn diese Umsetzung wird vor allem der Ansicht gerecht, dass Unsicherheiten stets vorübergehend sind und mit der Zeit durch zusätzliche wissenschaftliche Forschung überwunden werden können (Carr 2002). Da die geltenden Gesetze keine weiteren Schritte zur Umsetzung enthalten, bleiben die normativen Aspekte des Vorsorgeprinzips außen vor. Dazu gehören zum Beispiel die gerechte Verteilung von Nutzen und Kosten, das Wohlbefinden zukünftiger Generationen, das Recht der Gesellschaft, das zu erreichende Schutzniveau selber zu bestimmen, sowie die Frage, was ein akzeptierbares Risiko ist.

Um das Vorsorgeprinzip adäquat umzusetzen, müssen auch die normativen Aspekte berücksichtigt und operationalisiert werden. Dazu gehören die Konkretisierung des Schadensbegriffs und der Handlungskriterien sowie die Definition dessen, was ein ausreichender Nachweis für Sicherheit ist. Zudem sollte man bei der Erarbeitung eines operativen Vorsorgekonzeptes berücksichtigen, dass Vorsorge die Anwendung folgender Grundsätze impliziert (Tickner & Geiser 2004, Stirling & Gee 2002, Stirling 1999):

- Emissionen verhindern, anstatt sie zu kontrollieren und behandeln (Vorsorge ist besser als Nachsorge),
- Optionen bevorzugen, die gleichzeitig ökonomische und ökologische Kriterien befriedigen,
- irreversible Auswirkungen verhindern,
- nur die Investitions- und Technologieoptionen wählen, die offensichtlich die geringsten Auswirkungen haben,
- den intrinsischen Wert von nicht-menschlichem Leben anerkennen (biozentrische Ethik).

Werden diese Grundsätze umgesetzt, so kann dies zu einem Umgang mit transgenen Pflanzen führen, in dem die Entscheidungsträger die Grenzen der klassischen Risikoabschätzung anerkennen, die Verfügbarkeit technologischer Alternativen in Betracht ziehen, die Verwundbarkeit der natürlichen Umwelt erkennen, Überraschungen antizipieren, unterschiedlichen Werturteilen die gleiche Legitimität zusprechen, eine Bescheidenheit vor dem Wissen zeigen und die Rechte derer bewahren, die negativ von einer Technik betroffen sind (Stirling 1999). Das Vorsorgeprinzip treibt damit nicht eine antiwissenschaftliche Einstellung voran. Es wendet sich vielmehr gegen eine minimalistische, geschlossene und engstirnige Wissenschaft und fördert stattdessen eine vernünftigeren, rigoroseren und robusteren Wissenschaft (Stirling 1999).

**Vorsicht ist besser als Nachsicht** – diese dem Vorsorgeprinzip zugrunde liegende Idee ist als Lebensweisheit ein allgemein verständliches und anerkanntes Konzept. Schließlich entspricht es einer gut nachvollziehbaren Haltung, dann vorsorglich geeignete Maßnahmen zu ergreifen, wenn die Handlungsfolgen kritisch einzuschätzen sind. Wie eingängig die Grundidee des Vorsorgeprinzips auch sein mag, es bleibt schwierig, sie in administrativen Entscheidungen umzusetzen. Solange das geltende Recht das Vorsorgeprinzip inhaltlich weitgehend unbestimmt lässt, bleibt es im Ermessen der Entscheidungsträger, die normativen Aspekte selbst zu definieren und darüber zu bestimmen, wann das Vorsorgeprinzip zur Anwendung kommt und welche vorsorglichen Maßnahmen getroffen werden. Damit die Entscheidungen zumindest transparent und nachvollziehbar werden, sollten die zuständigen Behörden und wissenschaftlichen Kommissionen das Vorsorgeprinzip operationalisieren und das Resultat öffentlich machen. Zuverlässiger wäre es, wenn die Behörden einen partizipativen Prozess lancieren, in dem das Vorsorgeprinzip operationalisiert wird.

#### 3.4 Genehmigungsverfahren

Die Genehmigung zum Inverkehrbringen transgener Pflanzen wird in einem europäisierten Verfahren erteilt. Daran beteiligt sind verschiedene nationale und europäische Instanzen. Alle Beteiligten haben dabei dieselben



wissenschaftlichen Daten zur Verfügung, um eine beantragte transgene Pflanzen zu beurteilen und zu bewerten. Wie die Erfahrungen aus den bisherigen Genehmigungsverfahren zeigen, fallen die Urteile und Bewertungen der verschiedenen Entscheidungsträger trotz gleicher Datenlage unterschiedlich aus (Vogel & Tappeser 2000, Levindow et al. 2000). Da die Gesetze offen lassen, was ein ökologischer Schaden ist, welche normative Referenzstandpunkte adäquat sind und wie das Vorsorgeprinzip anzuwenden ist, können die einzelnen Entscheidungsträger selbst wählen, wie sie mit den vorhandenen Daten und Unsicherheiten umgehen.

**Die einzelnen Mitgliedstaaten haben in den letzten Jahren unterschiedliche Risikopolitiken entwickelt. In den Genehmigungsverfahren treffen daher Positionen aufeinander, die ein unterschiedliches Schutzniveau für die Umwelt anstreben. Welches Schutzniveau sich schließlich durchsetzt, hängt davon ab, welche Macht den einzelnen Instanzen zukommt.** Im Folgenden wird dargestellt, wer in den Genehmigungsverfahren welchen Einfluss hat.

#### 3.4.1 EU-Ebene

Die Regeln für die Genehmigungsverfahren sind in der Richtlinie 2001/18/EG festgelegt. Demnach kann das Verfahren wie folgt ablaufen (Dabrowska 2002, Kerschner & Wagner 2002): Will ein Unternehmen eine transgene Pflanze in Verkehr bringen, so muss es bei einem Mitgliedstaat einen Antrag stellen. Genehmigt die zuständige Behörde dieses Staates den Antrag, muss sie die anderen Mitgliedstaaten sowie die EU-Kommission darüber informieren. Die anderen Mitgliedstaaten und die EU-Kommission können nun auf die Genehmigung reagieren. Erheben sie keine Einwände, kann die beantragte transgene Pflanze in der gesamten EU auf den Markt gebracht werden. Werden jedoch Einwände eingereicht, so bittet die EU-Kommission die Europäische Lebensmittelbehörde (EFSA) um eine Stellungnahme zum Antrag. Fällt die Stellungnahme positiv aus, so schreibt die Kommission einen Entwurf für eine zustimmende legislative Entscheidung und legt ihn einem Regelungsausschuss vor, der aus Vertretern der Mitgliedstaaten besteht. Befürwortet der Regelungsausschuss den Entwurf, kann die transgene Pflanze in Verkehr gebracht werden. Lehnt der Ausschuss den Entwurf hingegen ab, so kommt der Ministerrat ins Spiel. Er muss nun innerhalb von drei Monaten mit qualifizierter Mehrheit den Entwurf der Kommission annehmen oder ablehnen. Kommt innerhalb dieser Frist keine Entscheidung mit qualifizierter Mehrheit zustande, so liegt es schließlich in der Befugnis der Kommission, die transgene Pflanze zu genehmigen. Gibt die Kommission grünes Licht für das Inverkehrbringen, so ist die Zulassung für alle Mitgliedstaaten verbindlich.

##### 3.4.1.1 Spielraum der Mitgliedstaaten

Die EU-Freisetzungsrichtlinie legt bei der Genehmigung von transgenen Pflanzen viel Macht in die Hände der EU-Kommission und der EFSA (siehe dazu unten). Für Mitgliedstaaten, die sich an einem hohen Schutzniveau orientieren und deshalb eine vorsorgende Risikopolitik verfolgen, stellt sich die Frage, ob sie ihre Ziele auch dann erreichen können, wenn EU-Kommission und EFSA ein niedrigeres Schutzniveau anstreben. Die Maßnahmen, die den Mitgliedstaaten zur Verfügung stehen, sind folgende: die Ablehnung von Anträgen, das Erteilen von Auflagen bei und nach der Genehmigung sowie die Berufung auf die Schutzklausel. Wie und ob diese Maßnahmen getroffen werden können, hängt davon ab, ob der Antrag im eigenen Land oder in einem anderen Mitgliedstaat eingereicht wird.

**Ablehnen von Anträgen:** Wird der Genehmigungsantrag im eigenen Land gestellt, so kann ihn die zuständige Genehmigungsbehörde ablehnen. Diese Maßnahme ist jedoch nur bedingt wirkungsvoll. Da laut geltendem Recht das so genannte „forum shopping“ erlaubt ist, können Unternehmen abgelehnte Anträge in einem anderen Mitgliedstaat erneut einreichen. Damit können die Unternehmen die vorsorgende Risikopolitik einzelner Mitgliedstaaten unterlaufen (Kerschner & Wagner 2002). Eine mögliche Konsequenz des „forum shopping“ ist, dass die Genehmigungsanträge nur noch in den Ländern eingereicht werden, die sich mit einem niedrigen Schutzniveau zufrieden geben.

Wird der Antrag nicht im eigenen Land, sondern in einem anderen Mitgliedstaat gestellt und dort befürwortet, so kann zuerst Einspruch erhoben und dann im Regelungsausschuss sowie im Ministerrat gegen den Antrag gestimmt werden. Aufgrund der benötigten Mehrheitsverhältnisse kann ein einzelner Mitgliedstaat dabei jedoch nie alleine verhindern, dass ein Antrag schließlich genehmigt wird.

**Erteilen von Auflagen:** Die Genehmigungsbehörden eines Landes können den kommerziellen Anbau transgener Pflanzen nur dann mit Auflagen versehen, wenn der Genehmigungsantrag in ihrem Land gestellt wird bzw. wurde. Ein Beispiel (Roller 2004): „Die deutsche Genehmigungsbehörde ist nur dann zuständig, wenn der Antrag im Geltungsbereich des deutschen Gesetzes gestellt wird. Enthält die von der deutschen Behörde erteilte Inverkehrbrin-



### 3. Rechtlicher Umgang mit transgenen Pflanzen

gensgenehmigung die Auflage „Darf nicht in Naturschutzgebieten verwendet werden“, dann gilt diese Genehmigungseinschränkung nur für dieses Produkt und nur im Rahmen des Anwendungsbereiches des deutschen Gesetzes. Wenn aber die von der Behörde eines anderen Mitgliedstaates erteilte Genehmigung eine entsprechende Genehmigungsaufgabe nicht enthält, dann darf dieses Produkt eben auch in einem deutschen Naturschutzgebiet ausgebracht werden.“

Auch Auflagen nach der Genehmigung können nur von derjenigen nationalen Behörde ausgesprochen werden, die die Genehmigung erteilt hat. Vorgaben machen deshalb allein dann Sinn, wenn sie einheitlich von den europäischen Genehmigungsbehörden getroffen werden (Roller 2004).

**Schutzklausel:** Laut Artikel 23 der Freisetzungsrichtlinie kann ein Mitgliedstaat den Einsatz und den Verkauf einer transgenen Pflanze nach der Genehmigung in seinem Hoheitsgebiet vorübergehend einschränken oder verbieten<sup>3</sup>. Hierfür muss er begründen, dass eine Gefahr für die menschliche Gesundheit oder die Umwelt besteht. Die Begründung muss dabei auf wissenschaftlichen Hinweisen beruhen, die erst nach der Genehmigung hinzugekommen sind. Das Vorhandensein *neuer* oder *zusätzlicher* wissenschaftlicher Erkenntnisse wird somit zur Bedingung, um die Schutzklausel nach Artikel 23 in Kraft setzen zu können. Die Mitgliedstaaten können die Schutzklausel also zum Zeitpunkt der Genehmigung nicht verwenden, auch wenn sie die vorhandenen Daten anders beurteilen und bewerten als die europäischen Instanzen (Kerschner & Wagner 2002). **Anders ausgedrückt: die Mitgliedstaaten sind nicht frei, sich auf eine eigene, vorsichtigere Bewertung der Daten zu berufen. Zum Zeitpunkt der Genehmigung gilt somit allein das Schutzniveau, das die EU-Kommission und die EFSA vorgeben.**

Auch danach spielen die europäischen Instanzen eine wichtige Rolle. Trifft ein Mitgliedstaat unter Berufung auf die Schutzklausel eigene Maßnahmen, so muss er die EU-Kommission und die anderen Mitgliedstaaten davon unterrichten. Die Kommission setzt dann das Regelungsausschussverfahren in Gang und bittet die EFSA um eine Stellungnahme. Kommt im Regelungsausschuss keine Entscheidung mit qualifizierter Mehrheit zustande, entscheidet letztendlich die EU-Kommission unter Berufung auf die Stellungnahme der EFSA (Dabrowska 2002). Neben der Schutzklausel der Richtlinie 2001/18/EG bieten auch die Absätze 4 und 5 des Artikels 95 des EG-Vertrags (EGV) die Möglichkeit, dass Mitgliedstaaten Sonderregeln treffen können<sup>4</sup>. Eine nähere Beschreibung der Anwendbarkeit von Artikel 95 EGV würde den Umfang der vorliegenden Arbeit sprengen. Zur laufenden Diskussion sei auf Lemke (2003), Kerschner & Wagner (2002) und Dabrowska (2002) verwiesen.

#### 3.4.1.2 Europäische Lebensmittelbehörde

Wie oben dargestellt, hat die EU-Kommission verglichen mit den Mitgliedstaaten viel Macht. Sie ist diejenige Instanz, die in den Genehmigungsverfahren die letzte Befugnis hat und sich gegen die politischen Positionen der Mitgliedstaaten durchsetzen kann. Streben Länder ein höheres Schutzniveau an als die EU-Kommission, können sie dies nur dann erreichen, wenn sie im Regelungsausschussverfahren eine qualifizierte Mehrheit erzielen.

Bevor die EU-Kommission jeweils über einen Antrag entscheidet, holt sie eine Stellungnahme der Europäischen Lebensmittelbehörde (EFSA) ein. Auch wenn diese Stellungnahme keinen verpflichtenden Charakter hat, weicht die EU-Kommission in der Praxis nicht von der Meinung der EFSA ab (Vogel & Tappeser 2000). Damit erhält die EFSA eine zentrale Rolle in den Genehmigungsverfahren.

Die EFSA besteht aus acht wissenschaftlichen Gremien, die jeweils für einen Aspekt der Lebensmittelsicherheit zuständig sind. Die Mitglieder der Gremien werden vom Verwaltungsrat der EFSA ernannt. Die Mitglieder des Verwaltungsrats wiederum werden vom Ministerrat in Abstimmung mit dem EU-Parlament gewählt.

#### Fazit:

Die wissenschaftlichen Gremien bewegen sich außerhalb einer demokratischen Kontrolle.

Das wissenschaftliche Gremium, das für gentechnisch veränderte Organismen zuständig ist, setzt sich aus 21 Mitgliedern zusammen. Zur Zeit sitzen 18 Männer und 3 Frauen im so genannten „GMO-Panel“. Sie vertreten dabei die folgenden Disziplinen: Agronomie, Toxikologie, Genetik, Pflanzenökologie, Populationsbiologie, Virologie, Biotechnologie, Molekularbiologie, Bodenökologie, Mikrobiologie und Tierphysiologie<sup>5</sup>. 14 der Wissenschaftler sind zusätzlich noch Mitglied in anderen nationalen oder internationalen Biosicherheitsgremien, wobei acht in einem EU-Mitgliedstaat mit der Risikoabschätzung transgener Pflanzen beschäftigt sind. Da letztere doppelt an der Entscheidung beteiligt sein könnten, müssen sie sich im GMO Panel oft enthalten.

Wissenschaftliche Ausschüsse, die mit der Auswertung vertraulicher Informationen aus der Industrie beauftragt sind, sollten sich aus unabhängigen, mit den aktuellen Entwicklungen vertrauten Experten aller relevanten Disziplinen zusammensetzen. Diese Bedingungen erfüllt das GMO-Panel nur bedingt.

Die öffentliche Debatte um transgene Pflanzen zeigt, dass die herrschende Kontroverse unter anderem auf zwei

<sup>3</sup> Unter der alten Freisetzungsrichtlinie (90/220) hatten Österreich, Frankreich, Deutschland, Luxemburg und Griechenland von der Schutzklausel Gebrauch gemacht und den Anbau bestimmter transgener Pflanzen verboten. Die EU-Kommission hat diese Mitgliedstaaten mit Verweis auf den neuen Rechtsrahmen jüngst dazu aufgefordert, die Verbote aufzuheben.

<sup>4</sup> Die Oberösterreichische Landesregierung zum Beispiel hat unter Berufung auf Artikel 95 des EG-Vertrags per Gesetz den Anbau von transgenen Pflanzen verboten. Ob dieses Gesetz rechtmäßig ist, wird der Europäische Gerichtshof entscheiden.

<sup>5</sup> siehe dazu: [www.efsa.eu.int/science/gmo/catindex\\_en.html](http://www.efsa.eu.int/science/gmo/catindex_en.html)





unterschiedliche naturwissenschaftliche Betrachtungsweisen der Natur zurückgeführt werden kann (Sarewitz 2004): die eine befasst sich mit der Komplexität, Vernetzung und fehlenden Vorhersagbarkeit, die andere hingegen mit der Kontrolle bestimmter Eigenschaften von Organismen. Diese unterschiedlichen Sichtweisen bilden zwei verschiedene Schulen der Naturwissenschaften ab – die Ökologie und die Molekularbiologie. Wie die beiden Schulen im GMO-Panel vertreten sind, zeigt die institutionelle Zugehörigkeit seiner Mitglieder: die Disziplinen Toxikologie, Biotechnologie und Molekularbiologie sind gut vertreten, Expertise im Bereich der Ökologie ist jedoch vergleichsweise spärlich vorhanden. **Zu den untervertretenen oder gänzlich fehlenden Disziplinen gehören: Biodiversitätsforschung, Naturschutz, Ökosystemforschung, Invasionsbiologie, Populationsbiologie und -genetik sowie Landschaftsökologie. Wichtige Perspektiven und Problemdefinitionen bleiben somit unberücksichtigt.** Wenn die genannten Disziplinen fehlen oder untervertreten sind, bleibt das GMO-Panel befangen, da es einer der beiden Seiten der Debatte um transgene Pflanzen den Vorzug gibt.

Auch die Unabhängigkeit der Mitglieder ist nicht gegeben. Laut *Friends of the Earth* hat ein Mitglied des GMO-Panels direkte finanzielle Verbindungen zur Gentechnikindustrie, zwei Mitglieder erschienen in Werbevideos der Gentechnikindustrie und weitere Mitglieder waren an Konferenzen beteiligt, die von der Gentechnikindustrie organisiert wurden (FoE 2004). Einer der ersten externen Experten, die das Panel hinzugezogen hat, ist ein Anwalt der Gentechnikindustrie und hat schon für Monsanto und Bayer CropScience gearbeitet (FoE 2004). Bisher hat das GMO-Panel nur Genehmigungsanträge behandelt, die den Import und die Verarbeitung von transgenen Pflanzen beinhalteten. Da das Gremium noch keine Anträge für den großflächigen Anbau bearbeitet hat, ist es zu früh, um abschließend beurteilen zu können, welchen Stellenwert das Gremium dem Schutz der Umwelt zumisst. Aufgrund seiner personellen und disziplinären Zusammensetzung ist jedoch anzunehmen, dass das Panel die Interessen der Gentechnikindustrie über die Interessen des Naturschutzes stellen könnte.

#### 3.4.2 Genehmigungsverfahren in Deutschland

Das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) ist die Behörde, die auf Bundesebene für die Umsetzung des Gentechnikgesetzes verantwortlich ist. Die Verantwortung des Inverkehrbringens transgener Pflanzen liegt ganz in den Händen des BVL: es entscheidet über die Genehmigungsanträge, schreibt die Bewertungsberichte zu Anträgen in anderen Mitgliedstaaten und fasst die Stellungnahmen zu Bewertungsberichten anderer Mitgliedstaaten. Es muss zwar das Bundesamt für Naturschutz (BfN), das Robert-Koch-Institut (RKI) sowie das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) anhören und eine Stellungnahme der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) einholen, ist dabei jedoch nicht auf die Zustimmung der anderen Beteiligten angewiesen.

Das BVL hat bisher noch keinen Antrag behandelt, der das Inverkehrbringen zum kommerziellen Anbau einer transgenen Pflanze beinhaltet. Zurzeit kann deshalb nicht beurteilt werden, wie stark das BVL den Schutz der biologischen Vielfalt und somit auch die Interessen des Naturschutzes berücksichtigen wird. Aus Sicht des Naturschutzes wäre es auf jeden Fall wünschenswert, wenn das BfN im Einvernehmen an den Genehmigungsverfahren beteiligt wäre.

##### 3.4.2.1 Zentrale Kommission für biologische Sicherheit

Wie auf EU-Ebene wird auch im innerdeutschen Genehmigungsverfahren der wissenschaftlichen Expertise eine wichtige Rolle zugeteilt. Was die EFSA für die EU-Kommission ist, ist die Zentrale Kommission für biologische Sicherheit (ZKBS) für das BVL.

Die ZKBS ist eine Sachverständigenkommission, die aus zwei Ausschüssen besteht - einem für gentechnische Arbeiten und einem für Freisetzungen und Inverkehrbringen. Letzterer setzt sich zusammen aus sechs Sachverständigen, die über Erfahrungen in den Bereichen Mikrobiologie, Toxikologie, Genetik, Pflanzenzucht und Ökologie verfügen. Der Bereich Ökologie wird dabei durch zwei Sachverständige abgedeckt. Zudem setzt sich der Ausschuss zusammen aus je einer sachkundigen Person aus den Bereichen Wirtschaft, Landwirtschaft, Umweltschutz, Naturschutz, Verbraucherschutz und der forschungsfördernden Organisationen.

Die Mitglieder der Ausschüsse werden vom Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) im Einvernehmen mit den Bundesministerien für Bildung und Forschung (BMBF), für Wirtschaft und Arbeit (BMWA), für Gesundheit und Soziale Sicherung (BMGS) sowie für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) berufen. Das Berufungsverfahren für die Besetzung der ZKBS ist zurzeit im Gange. Bei der Besetzung sollte darauf geachtet werden, dass die Interessen des Naturschutzes berücksichtigt werden, die wissenschaftlichen Kontroversen repräsentiert sind und die Anwenderinteressen nicht dominieren.



#### 3.5 Schutz ökologisch sensibler Gebiete

Eines der wichtigsten Instrumente zum Schutz der biologischen Vielfalt ist die Erhaltung von Flächen, auf denen sich naturnahe oder natürliche Ökosysteme befinden und in denen der Naturschutz Priorität vor allen anderen Interessen hat (Eken et al. 2004). Diese Schutzgebiete sichern wertvolle ökologische Leistungen, bieten Lebensraum für seltene und geschützte Arten und erhalten die landschaftliche Schönheit. Aus naturschutzfachlicher Sicht sind diese Flächen nicht nur zu bewahren und auszuweiten, sondern auch vor Einflüssen zu schützen, welche ihre Eigenart, ihre Besonderheit oder ihre biologische Vielfalt negativ verändern könnten.

**Die Ausbreitung transgener Pflanzen und ihrer fremden Gene in Schutzgebiete widerspricht dem Schutzzweck und ist aus naturschutzfachlicher Sicht unerwünscht** (Lemke 2003). Im Folgenden wird dargestellt, welche rechtlichen Mittel bestehen, um ökologisch sensible Gebiete vor den Einflüssen der Agrogentechnik zu schützen.

##### 3.5.1 EU-Ebene

Die Europäische Union hat 1992 beschlossen, ein zusammenhängendes ökologisches Netz von Schutzgebieten zu schaffen. Die zwei Säulen für das „Natura 2000“ genannte Netz sind die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie und die Vogelschutzrichtlinie. Die beiden Richtlinien verpflichten die Mitgliedstaaten dazu, naturnahe Lebensräume zu erhalten, um gefährdete Tiere und Pflanzen zu schützen. Beide Rechtsakte schaffen für die ausgewählten „Natura 2000“-Gebiete ein umfassendes Schutzsystem, das sich auch auf mögliche Beeinträchtigungen transgener Pflanzen bezieht (Palme et al. 2004). Während der Schutz der „Natura 2000“-Gebiete europarechtlich zwingend ist, stellt sich die Frage, ob die Mitgliedstaaten den Gebietschutz verstärken und auch weitere ökologisch sensible Gebiete vor der Agrogentechnik schützen können.

Welchen Spielraum die Mitgliedstaaten beim Schutz ökologisch sensibler Gebiete haben, bleibt eine offene Frage (Palme et al. 2004). Laut Artikel 22 der Freisetzungsrichtlinie dürfen die Mitgliedstaaten den Anbau zugelassener transgener Pflanzen nicht verbieten, einschränken oder behindern. Diese Freiverkehrsklausel dient der Sicherung des freien Warenverkehrs. Sie gilt unbeschadet des Artikels 23 (Schutzklausel), der den Mitgliedstaaten erlaubt, den Anbau zugelassener transgener Pflanzen vorübergehend zu unterbinden (siehe oben). Die Schutzklausel bietet den Mitgliedstaaten keine Möglichkeit, den Anbau transgener Pflanzen flächenbezogen einzuschränken (Lemke 2003). Artikel 19 hingegen eröffnet diese Möglichkeit (Roller 2004, Lemke 2003). Dort heißt es im Absatz 3, dass die Zustimmung zum Inverkehrbringen die Bedingungen für den Schutz besonderer Ökosysteme/ Umweltgegebenheiten und/ oder geographischer Gebiete festlegen muss. Die Bedingungen können dabei sowohl als Positivausweisung wie auch als Negativausweisung formuliert sein.

Der Spielraum der Mitgliedstaaten wird durch das Verhältnis zwischen Artikel 19 und Artikel 22 bestimmt. Die entscheidende Frage ist dabei, ob flächenbezogene Verwendungsbeschränkungen den freien Warenverkehr behindern und somit Artikel 22 verletzen (Palme et al. 2004). Nach Lemke (2003) hängt die Antwort vom Zweck der Beschränkung ab. Verletzt wird die Freiverkehrsklausel, wenn der Anbau aus protektionistischen Zwecken beschränkt wird. Erfolgt die Beschränkung hingegen aus sachlichen Erfordernissen des Naturschutzes, bleibt die Freiverkehrsklausel unbeschadet. Lemke (2003) hält jedoch fest, dass es aus Gründen der Rechtsklarheit am besten wäre, wenn die Freisetzungsrichtlinie um eine „Öffnungsklausel“ ergänzt würde, die den Mitgliedstaaten ausdrücklich das Recht einräumt, aus naturschutzfachlichen Gründen auf ihrem Hoheitsgebiet Verwendungsbeschränkungen zu erlassen. Da zurzeit keine Rechtsklarheit besteht, wird es vermutlich der Europäische Gerichtshof sein, der über die Zulässigkeit mitgliedstaatlicher Verwendungsbeschränkungen entscheiden wird.

#### Fazit:

Solange keine Rechtsklarheit besteht, sollten die zuständigen Behörden davon ausgehen, dass Verwendungsbeschränkungen aus naturschutzfachlichen Gründen möglich sind, und entsprechende Beschränkungen möglichst präzise in den Zulassungsbescheiden festlegen. Zu diesem Zweck benötigen sie wissenschaftliche Grundlagen, um ihre Begründung fachlich stützen zu können.

##### 3.5.2 Deutschland

Das Bundesnaturschutzgesetz weist verschiedene Schutzgebietstypen aus – dazu gehören solche mit absolutem Veränderungsverbot (Naturschutzgebiete, Nationalparke und Naturdenkmale), mit relativem Veränderungsverbot (Landschaftsschutzgebiete) und mit abgestuftem Veränderungsgebot (Naturparke, Biosphärenreservate). Aus naturschutzfachlicher Sicht sollten all diese Gebiete vor dem Eintrag transgener Pflanzen oder transgener Erbsubstanzen geschützt werden. Mit dem neuen Gentechnikgesetz werden jedoch nur die Gebiete geschützt, die zum Natura-2000-Netz gehören. Der Gesetzgeber ist somit nicht über den europarechtlich gesetzten Mindest-



standard hinausgegangen. Aus Sicht des Sachverständigenrats für Umweltfragen greift der Gebietsschutz im neuen Gentechnikgesetz aus drei Gründen zu kurz (SRU 2004b):

- Erstens liegt in der Beschränkung auf Natura 2000-Gebiete eine kaum nachvollziehbare Ausgrenzung der anderen Schutzgebiete vor.
- Zweitens geht die Regelung zu wenig weit, da sie nur Freisetzungen innerhalb der Natura 2000-Gebiete betrifft, nicht aber solche in der Nachbarschaft dieser Gebiete. Diese Begrenzung wird weder dem Gefährdungspotenzial transgener Pflanzen noch dem Erhaltungsgebot der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie gerecht, wonach auch Projekte in der Nachbarschaft von Schutzgebieten berücksichtigt werden müssen.
- Drittens fehlen materielle Maßstäbe, um die Gefährdung der Natura 2000-Gebiete einzustufen zu können. So schreibt das Gentechnikgesetz zwar vor, dass die Nutzung transgener Pflanzen untersagt werden kann, wenn die Schutzgebiete erheblich beeinträchtigt werden könnten. Es lässt aber offen, was eine erhebliche Beeinträchtigung von einer unerheblichen unterscheidet (SRU 2004b).



## 4. Naturschutz, Agrogentechnik und biologische Vielfalt

Der Zustand der biologischen Vielfalt ist alarmierend: Immer mehr Arten sterben aus, Ökosysteme gehen verloren und die verbleibenden Arten und Populationen verlieren ihre genetische Vielfalt. Naturschützer, Bioethiker und Ökologen sind sich einig, dass die durch menschliche Tätigkeiten verursachte Verringerung der biologischen Vielfalt gestoppt werden muss. Denn die biologische Vielfalt ist in vielerlei Hinsicht wichtig und umfasst intrinsische, nutzenorientierte und funktionale Werte (Swift et al. 2004). Der intrinsische Wert umfasst die kulturellen, gesellschaftlichen, ästhetischen und ethischen Vorteile der biologischen Vielfalt und beinhaltet, dass alle Lebewesen und Ökosysteme und somit auch ihre Vielfalt einen Wert für sich selbst haben. Der nutzenorientierte Wert besteht darin, dass Teile der biologischen Vielfalt – seien es einzelne Arten oder Gene – der Gesellschaft einen Gewinn bringen können. Der funktionale Wert umfasst die ökosystemaren Leistungen der biologischen Vielfalt. Dazu gehört unter anderem, dass der Artenreichtum Struktur und Integrität von Ökosystemen aufrechterhält. Neben den intrinsischen, nutzenorientierten und funktionalen Werten besitzt die biologische Vielfalt zudem auch einen Wert als Nachlass für künftige Generationen (Swift et al. 2004).

Der Naturschutz verfolgt verschiedene Strategien, um die biologische Vielfalt zu schützen. Hierzu gehören bewahrende, wiederherstellende und gestaltende Tätigkeiten. Eines der wichtigsten Instrumente zum Schutz der biologischen Vielfalt ist dabei die Erhaltung von Flächen, auf denen sich naturnahe Habitate oder Ökosysteme befinden (Eken et al. 2004). Diese Flächen bieten oft den letzten Lebensraum für wild lebende Tiere und Pflanzen. Der Naturschutz setzt sich deshalb dafür ein, dass diese Flächen bewahrt und ausgeweitet werden.

Um die biologische Vielfalt zu schützen, greift der alleinige Gebietsschutz jedoch aus zwei Gründen zu kurz. Erstens stehen die Schutzgebiete nicht isoliert in der Landschaft, sondern werden auf vielfältige Weise von ihrer Umgebung beeinflusst (Benzler 2004). Der Naturschutz will die naturnahen Flächen deshalb nicht nur bewahren und ausweiten, er will sie auch vor Einflüssen schützen, die ihre Eigenart, ihre Besonderheit und ihren Artenreichtum negativ verändern könnten. Zweitens machen die naturnahen und ungenutzten Flächen nur einen verschwindend kleinen Teil der Landschaft aus. Ein Großteil der Landschaften Europas wird landwirtschaftlich genutzt. In den meisten europäischen Ländern macht die Landwirtschaft mehr als die Hälfte der gesamten Fläche aus (Nentwig 2004). Viele wild lebende Pflanzen und Tiere können nur dann überleben, wenn sie in der Agrarlandschaft Lebensräume und/oder Nahrung finden. Der Naturschutz versucht deshalb, die Landwirtschaft in seine Schutzstrategien zu integrieren. Diese Integration ist wichtig, da die moderne Landwirtschaft eine der Hauptursachen für den Rückgang der biologischen Vielfalt ist.

### 4.1 Landwirtschaft und biologische Vielfalt

Die letzten 50 Jahre hat die Landwirtschaft vor allem das Ziel verfolgt, die Erträge zu steigern. Die Strategie, die sie dazu anwandte, beruht auf vier Faktoren: Erstens der Dominanz einiger weniger Arten im Agrarsystem; zweitens der Dominanz von wenigen, leistungsfähigen Genotypen innerhalb der Arten; drittens der Schaffung optimaler Bedingungen für die gewählten Arten und Genotypen; und viertens der immer weiteren Verbreitung von Agrarsystemen, für die Faktoren eins bis drei charakteristisch sind (WBGU 1999). Die Ertragsteigerungen der Landwirtschaft bauen somit darauf auf, die Biomasseproduktion bestimmter Komponenten auf Kosten anderer zu erhöhen. Die Landwirte verringern zudem die Vielfalt auf den Äckern aktiv, um einzelne Kulturpflanzenarten zu fördern. Landbewirtschaftung steht somit grundsätzlich in einem Spannungsverhältnis zum Anliegen, biologische Vielfalt zu erhalten (WBGU 1999).

Die biologische Vielfalt der landwirtschaftlich genutzten Flächen, auch Agrobiodiversität genannt, lässt sich in eine geplante und eine assoziierte Vielfalt unterteilen (Swift et al. 2004). Die geplante Vielfalt umfasst dabei die Vielfalt, die bewusst in das Agrarökosystem eingebracht und dort gepflegt wird – dazu gehören die genetische Vielfalt der Kulturpflanzen sowie die Vielfalt der angebauten Arten von Kulturpflanzen. Als assoziierte Vielfalt werden all die Arten bezeichnet, die das Agrarökosystem besiedeln (z.B. Prädatoren, Parasiten oder Bodenlebewesen). Um die biologische Vielfalt zu bewahren, ist eine möglichst hohe Agrobiodiversität anzustreben.

Die geplante Vielfalt ist wichtig, da sie die Zusammensetzung und Menge der Arten bestimmt, die das Agrarökosystem besiedeln, und somit ein wichtiger Faktor für die gesamte biologische Vielfalt ist (Swift et al. 2004, Matson et al. 1997). Anbausysteme mit einer großen geplanten Vielfalt erhöhen die Nachhaltigkeit und ökologische Stabilität der Nutzung. Je höher die Anzahl der angebauten Kulturpflanzenarten ist, desto reicher ist die assozii-



ierte Flora und Fauna und desto geringer wird die Wahrscheinlichkeit, dass Schädlinge zu häufig werden und Pestizide eingesetzt werden müssen (McLaughlin & Mineau 1995).

Eine noch wichtigere Rolle spielt die assoziierte Vielfalt. Viele wild lebenden Tiere und Pflanzen sind auf den Lebensraum Acker angewiesen sind, um eine überlebensfähige Populationsgröße aufrecht zu erhalten. Zudem ist die Flora und Fauna der Ackerflächen Teil der Nahrungskette. Ist die Vielfalt auf den Äckern gering, fehlt es wiederum anderen wild lebenden Arten an Nahrung. So beeinflusst die Höhe der assoziierten Vielfalt letztendlich auch die Vielfalt, die außerhalb der landwirtschaftlich genutzten Fläche anzutreffen ist (z.B. Buckwell & Armstrong-Brown 2004, Gurr et al. 2003).

Die konventionelle Landwirtschaft reduziert die biologische Vielfalt erheblich (Benton et al. 2003, Robinson & Sutherland 2002, Tilman et al. 2001, Matson et al. 1997). Sie tut dies unter anderem deshalb, weil sie Agrochemikalien einsetzt, um die Bedingungen für die Kulturpflanzen optimal zu gestalten. Pestizide haben jedoch einen direkten Einfluss auf die Flora und Wirbellosen und reduzieren die assoziierte Vielfalt. Meist wird die Vielfalt dabei in einem Ausmaß reduziert, das nicht notwendig wäre. So werden zum Beispiel die meisten der rund 750 Insektenarten, die in Getreidefeldern vorkommen können, durch Pestizidanwendungen eliminiert, obwohl nur etwa 75 Arten einen ökonomischen Schaden verursachen können (Buckwell & Armstrong-Brown 2004).

Während die konventionelle Landwirtschaft darauf aufbaut, Flora und Fauna mit Agrochemikalien aus den Äckern zu entfernen, versucht der ökologische Landbau, die biologische Vielfalt aktiv mit einzubeziehen. So besteht eine der Strategien des Biolandbaus darin, die geplante Vielfalt auf den Äckern zu erhöhen. Dazu gehört zum Beispiel das aktive Ausbringen von Nützlingen, um Schädlinge in Schach zu halten. Eine andere Strategie baut darauf, die assoziierte Vielfalt auf den Feldern möglichst hoch zu halten und somit deren funktionellen Leistungen zu nutzen. Dies erfolgt einerseits einerseits, indem weitestgehend auf Agrochemikalien verzichtet wird, und andererseits indem Hecken und andere Begleitbiotope gepflegt werden. Der Ökolandbau greift zwar auch ins Agrarökosystem ein, um optimale Bedingungen für die Kulturpflanze zu schaffen, doch tut er dies schonender als die konventionelle Landwirtschaft. Untersuchungen zeigen, dass der Biolandbau im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft die biologische Vielfalt erhöht (Hole et al. 2005, Lotter 2003, Benton et al. 2003).

Um die biologische Vielfalt zu schützen, ist eine möglichst vielfältige agrarische Produktion anzustreben, die die ökologischen Funktionen der biologischen Vielfalt aktiv nutzt und damit die negativen Umweltauswirkungen der Landwirtschaft minimiert. Heute wird dies am besten mit dem Ökolandbau erreicht.

Mit Pestiziden optimale Bedingungen für wenige leistungsfähige Genotypen schaffen – so lautet die Strategie der konventionellen Landwirtschaft. Jetzt stellen die Agrochemiekonzerne gentechnisch veränderte Genotypen zur Verfügung. Weshalb sie das tun und welche Rolle der Schutz der biologischen Vielfalt dabei spielt, wird im folgenden Abschnitt näher geschildert.

### 4.2 Agrochemiekonzerne und biologische Vielfalt

**Die vier weltweit tätigen Agrochemiekonzerne DuPont, Syngenta, Monsanto und Bayer bestimmen heute weitgehend die Forschung und Entwicklung sowie die Vermarktung von transgenen Pflanzen. Sie besitzen 90 Prozent der bisher kommerzialisierten Pflanzen, nennen mehr als die Hälfte der Patente auf transgene Pflanzen ihr Eigentum und sind für 56 Prozent der Forschung und Entwicklung im Bereich der Agrogentechnik verantwortlich (Vogel & Potthof 2004).**

Das Interesse der Agrochemiebranche am Saatgut begann in den 1980er Jahren. Da der Umweltschutz damals zu einem wichtigen politischen Thema wurde und der Absatz von Pestiziden stagnierte, waren die Hersteller von Agrochemikalien dazu gezwungen, ihr Kerngeschäft zu überdenken. Gleichzeitig führte die Entwicklung der Gentechnologie dazu, dass sich das Paradigma des Pflanzenschutzes änderte – weg von der Chemie hin zu den Genen (Bijman 2001). Erste Staaten änderten zudem ihre Patentgesetze, so dass die Werkzeuge, Entdeckungen und Produkte der Gentechnologie zum privaten Eigentum erklärt werden konnten. Alles zusammen führte dazu, dass die Agrochemiebranche begann, transgene Pflanzen zu entwickeln. Die drei wichtigsten Komponenten, die sie dazu braucht, sind: die Methoden, um Gene ins Erbgut von Pflanzen einzuschleusen, interessante Gene, die sich für ein Einschleusen lohnen, und Pflanzen mit wertvollem Erbgut. Alle drei Komponenten lassen sich patentieren. Um in ihren Besitz zu kommen, begannen Agrochemiekonzerne zügig kleine Biotechnikunternehmen und Saatgutfirmen aufzukaufen. Die Akquisitionen verliefen in einem solchen Tempo, dass sich die Anzahl, die Namen und die Bereiche der entstehenden Konglomerate fast monatlich änderten (Falcon & Fowler 2002). Auf die Akquisitionsphase folgte in den 1990er Jahren schließlich die Konsolidierung der Branche: gut bestückt mit Eigentumsrechten auf Pflanzen, Genen und Methoden begannen die Agrochemiekonzerne zu fusionieren oder einander aufzukaufen. Heute sind die vier größten Agrochemiekonzerne gleichzeitig auch die vier größten Saatgutfirmen der Welt (Vogel & Potthof 2004).



Die Entwicklung einer transgenen Pflanze ist ein kostspieliges Unternehmen und kann bis zu 50 Mal teurer werden als die Züchtung einer konventionellen Inzuchtlinie (Goodman 2004). Um die Entwicklungskosten von bis zu 60 Millionen US-Dollar wieder einzuspielen, verändern die Agrochemiekonzerne vor allem diejenigen Pflanzenarten gentechnisch, die einen großen Markt haben. Dazu gehören zum Beispiel Mais, Soja, Raps und Baumwolle. Die bisher kommerzialisierten oder in der EU zum Inverkehrbringen beantragten gentechnisch veränderten Pflanzen besitzen fast alle eines der folgenden Transgene: das Bt-Toxingen, das Glufosinatresistenzgen und das Glyphosatresistenzgen. Die mit diesen Genen verbundenen Eigenschaften sind Schädlingsresistenz und Herbizidresistenz. Die Gründe, weshalb die Agrochemiekonzerne gerade diese Eigenschaften entwickelten, sind folgende (Vogel & Potthof 2004): Erstens können die Eigenschaften durch das Einfügen eines einzelnen Gens erzielt werden. Zweitens waren die Gene bereits Mitte der 1980er Jahre bekannt und isoliert. Drittens versprechen die herbizid- und schädlingsresistenten Sorten hohe Einnahmen, welche die Entwicklungskosten nicht nur rasch ausgleichen, sondern auch in Nettogewinne verwandeln. Vor allem die Herbizidresistenz ist ein sattes Geschäft. Da die Konzerne sowohl die Herbizide als auch das resistente Saatgut produzieren, können sie beides kombiniert verkaufen, die gleichen Verteilungskanäle verwenden und die Preise regeln.

Die Aussichten auf Unternehmensgewinne und die Profiterwartungen der Aktionäre der Agrochemiekonzerne sind die Faktoren, die die Dynamik der technologischen Entwicklung der Agrogentechnik lenken. Katalysatoren dieser Entwicklung sind die Zwänge der globalen Finanzstrukturen, der uneingeschränkte Handel und das ungehinderte Recht auf geistiges Eigentum auf Pflanzen und Genen (Parayil 2003).

Welche Rolle spielt die biologische Vielfalt bei der Entwicklung transgener Pflanzen? In den Bilanzen der Konzerne taucht sie nicht auf. **Da sie sich als öffentliches Gut kaum monetarisieren lässt, fehlt dem Markt das Interesse, die biologische Vielfalt wertzuschätzen.** In den Werbekampagnen der Agrochemiekonzerne spielt die biologische Vielfalt jedoch eine zentrale Rolle. Dort wird versprochen, dass der Anbau von transgenen Pflanzen den Einsatz von Pestiziden reduziere und somit einen Beitrag zum Schutz der biologischen Vielfalt leiste. Ein Versprechen, das bis heute nicht eingelöst ist (z.B. Benbrook 2004). Die transgenen Pflanzen und Eigenschaften, die unter dem herrschenden Regime entwickelt werden, sind diejenigen, die den größten Profit versprechen (Parayil 2003). Welche Wirkungen diese Pflanzen auf die biologische Vielfalt haben können, ist Gegenstand des nächsten Abschnittes.

### 4.3 Transgene Pflanzen und biologische Vielfalt

Wie in Kapitel 2 dargestellt wurde, kann der großflächige Anbau transgener Pflanzen primäre und sekundäre Wirkungen auf die biologische Vielfalt haben – und zwar sowohl auf die Agrobiodiversität als auch auf die biologische Vielfalt außerhalb der Ackerflächen. Welche dieser Wirkungen bei den bisher entwickelten transgenen Pflanzen möglich beziehungsweise dokumentiert sind, wird im Folgenden für die unterschiedlichen Ebenen der biologischen Vielfalt dargestellt.

#### 4.3.1 Wirkungen auf die Agrobiodiversität

##### 4.3.1.1 Geplante Agrobiodiversität

Die geplante Agrobiodiversität umfasst die Vielfalt der aktiv genutzten Kulturpflanzenarten sowie die aktiv genutzte genetische Vielfalt innerhalb dieser Arten. Wie hoch die geplante Agrobiodiversität ist, hängt von verschiedenen Faktoren ab. Dazu gehören der Wandel im Anspruch an die landwirtschaftlich erzeugten Produkte, das landwirtschaftliche Management, die Technologieentwicklung in der Pflanzenzüchtung sowie die Agrar- und Wirtschaftspolitik (WBGU 1999). Da die Pflanzenzüchtung einer der Faktoren ist, stellt sich die Frage, ob die Einführung transgener Pflanzen die geplante Agrobiodiversität beeinflussen wird. Eine abschließende Antwort lässt sich zurzeit nicht finden. In Europa steht der großflächige Anbau transgener Pflanzen erst bevor. Daten aus den USA zeigen, dass sich zumindest bei Soja und Baumwolle die aktiv genutzte genetische Vielfalt seit der Einführung transgener Pflanzen nicht verändert hat (Sneller 2003, Bowman et al. 2003). Daten über die Anzahl der aktiv genutzten Kulturpflanzenarten sind nicht bekannt.

Nicht auszuschließen ist auch, dass transgene Pflanzen auf die „latente“ genetische Vielfalt wirken. Die Landwirtschaft setzt auf wenige leistungsfähige Sorten und nutzt daher nur einen sehr kleinen Teil der genetischen

### Fazit:

Da eine zukünftige Wirkung des Anbaus transgener Pflanzen nicht auszuschließen ist (Gepts & Papa 2003, Bohn & Benzler 2001), sollte der Zustand der geplanten Agrobiodiversität Gegenstand des Monitorings werden.



Vielfalt aktiv. Der nicht genutzte Teil stellt die latente Vielfalt dar. Sie hat die Funktion einer Reserve, auf welche die Pflanzenzüchtung in Zukunft zurückgreifen kann. Da diese pflanzengenetischen Ressourcen die Basis für künftige Züchtungserfolge und somit auch für die künftige landwirtschaftliche Produktion sind, sind sie essentiell für die Lebensmittelsicherheit, Lebensgrundlage und zukünftige Entwicklung der Länder auf dieser Erde (Fowler & Hodgkin 2004). Welcher Teil der genetischen Ressourcen in Zukunft wichtig werden könnte, lässt sich nicht vorhersagen. Deshalb wird versucht, einen möglichst großen Teil der Ressourcen zu erhalten. Eine der Erhaltungsmaßnahmen besteht darin, alte Sorten on farm, das heißt auf dem Acker zu halten. Werden solche Sorten on farm erhalten, die mit transgenen Pflanzen hybridisieren können, so besteht grundsätzlich die Möglichkeit, dass ein Eintrag von Transgenen stattfindet. **Um zukünftigen Generationen eine gentechnikfreie Züchtung zu ermöglichen, sollte der Eintrag von Transgenen in alte Sorten verhindert werden.**

### 4.3.1.2 Assoziierte Agrobiodiversität

Bt-Mais und herbizidresistente Mais-, Raps- und Zuckerrübensorten sind diejenigen transgenen Pflanzen, die in naher Zukunft in Europa großflächig angebaut werden könnten. Dass sie negativ auf die assoziierte Agrobiodiversität wirken könnten, darauf weisen verschiedene Untersuchungen hin. So hat die „Farm Scale Evaluation“ in England gezeigt, dass der Anbau von herbizidresistenten transgenen Raps und Zuckerrüben die Anzahl der Wildkräuter, Schmetterlinge und Bienen im Vergleich zum konventionellen Anbau verringert (Heard et al. 2003a, Roy et al. 2003, Haughton et al. 2003, Hawes et al. 2003). Beim herbizidresistenten Mais ist die Wirkung unklar. Erste Resultate haben zwar gezeigt, dass die assoziierte Vielfalt höher sein könnte als in konventionell bewirtschafteten Maisfeldern, aber aufgrund der mangelnden statistischen Signifikanz der Daten lässt sich keine abschließende Einschätzung machen. Unsicher ist die Datenlage auch beim Bt-Mais. Aus Feldversuchen in den USA ist bekannt, dass bestimmte Bt-Maissorten (Bt176, Bt11 und Mon810) schädlich auf den Monarchfalter wirken (Dively et al. 2004, Zangerl et al. 2001). Da der Schmetterling in Europa jedoch nicht vorkommt, sind die Daten für die hiesigen Verhältnisse nicht direkt relevant. Sie weisen jedoch auf eine prinzipielle Gefährdung von Schmetterlingen hin. Laborversuche mit in Europa vorkommenden Arten haben diesen Hinweis erhärtet. So reagieren der Große Kohlweißling, der Kleine Kohlweißling, die Kohlmotte und das Tagpfauenauge unter Laborbedingungen empfindlich auf Bt176-Mais (Felke & Langebruch 2003, Felke et al. 2002). Ob schädliche Wirkungen auch im Freiland möglich sind, bleibt zu untersuchen. Das gilt auch für die Wirkungen des Bt-Mais, die man im Labor bei der Florfliege (Dutton et al. 2002, Hilbeck et al. 1998), bei Regenwürmern (Zwahlen et al. 2003b) und bei Mykorrhiza-Pilzen (Turrini et al. 2005) beobachtet hat.

### 4.3.2 Wirkungen auf die biologische Vielfalt außerhalb der Ackerflächen

#### 4.3.2.1 Genetische Vielfalt

Raps und Zuckerrübe haben in Europa verwandte Wildpflanzen. Eine Introgression der Transgene in Wildpopulationen ist somit möglich (siehe Abschnitt 2.1.2). Welche Auswirkungen dies haben könnte, ist bisher jedoch kaum untersucht worden. Klar ist jedoch, dass eine Introgression die Möglichkeit einer Population verändern kann, flexibel auf sich ändernde Umweltbedingungen zu reagieren (Lemke 2003). Denkbar ist zudem, dass eine Introgression von Transgenen zu einem Verlust der genetischen Vielfalt innerhalb der verwandten Wildpflanzenart führt (SRU 2004a).

Die Introgression ist nicht der einzige Weg, auf dem die bisher entwickelten transgenen Pflanzen auf die genetische Vielfalt wirken können. Möglich sind Auswirkungen auch dann, wenn einzelne Individuen einer Art unterschiedlich empfindlich auf die Herbizide beziehungsweise das Bt-Toxin reagieren. Wäre dies der Fall, würde der Verlust der sensiblen Individuen auch zu einem Verlust der genetischen Vielfalt führen.

#### 4.3.2.2 Artenvielfalt

Wie weiter oben dargestellt, können die transgenen Mais-, Raps-, und Zuckerrübensorten im Feld schädlich auf Individuen der assoziierten Vielfalt wirken. Ob auch Wirkungen auf Populations- und Artebene möglich sind, lässt sich anhand der Datenlage jedoch nicht abschließend beantworten. Die „Farm Scale Evaluation“ zum Beispiel untersuchte die Wirkung auf Wildkräuter und Wirbellose, ohne jedoch aus den Resultaten weitere Schlüsse ziehen zu können, ob die beobachteten Wirkungen Konsequenzen für die betroffenen Arten oder die Arten der Nahrungskette haben. Dass Konsequenzen auf Artebene möglich sein könnten, zeigen Modellrechnun-



gen: Watkinson et al. (2000) rechneten aus, dass der großflächige Anbau von herbizidresistenten Zuckerüben innerhalb von 20 Jahren zum Aussterben der Feldlerche führen könnte, weil die Breitbandherbizide die Futterpflanze der Lerche vernichtet.

Wie bei den herbizidresistenten Sorten lässt sich auch bei Bt-Mais nicht adäquat abschätzen, ob Wirkungen auf Populations- und Artebene möglich sind. Die meisten der bisherigen Untersuchungen zu Bt-Mais haben sich darauf beschränkt, in Laboruntersuchungen oder Kleinfeldversuchen Änderungen in der Überlebensrate und der

Reproduktion einzelner Organismen zu messen. Mögliche Effekte auf Populations- und Artebene wurden hingegen nicht untersucht.

Eine weitere ungeklärte Frage ist, ob ein etwaiger Genfluss von transgenen Raps- und Zuckerübensorten auf verwandte Wildpflanzen Konsequenzen auf Populations- oder Artebene haben kann.

### Fazit:

Wie die bisher entwickelten transgenen Pflanzen auf die biologische Vielfalt wirken, lässt sich heute nicht abschließend beantworten. Die vorhandenen Daten weisen jedoch darauf hin, dass eine Gefährdung möglich ist. Im Sinne einer vorsorgenden Risikopolitik und um den Schutz der biologischen Vielfalt zu gewährleisten, sollten die transgenen Bt- und herbizidresistenten Maissorten besser untersucht werden, bevor der großflächige Anbau in Betracht gezogen wird. Bei herbizidresistenten Raps- und Zuckerübensorten sollten die vorhandenen Daten Anlass genug sein, den großflächigen Anbau zu untersagen. Ob sich die vorsorgende Risikopolitik und der Schutz der biologischen Vielfalt durchsetzen, hängt davon ab, welche Ziele die EU-Kommission und die Mitgliedstaaten bei der Entwicklung der Agrogentechnik verfolgen.

### 4.3.2.3 Vielfalt der Lebensräume und Ökosysteme

Was die Ebene der Lebensräume und Ökosysteme betrifft, so dürften die bisher entwickelten transgenen Pflanzen vor allem einen Einfluss auf die Räume haben, die in Feldnähe sind. Hierzu gehören ungemähte Säume, ausgesparte Feldränder, Ecken und Wegränder. Für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten sind diese Räume heute das letzte Rückzugsgebiet (Bohn & Benzler 2001). Die „Farm Scale Evaluation“ hat gezeigt, dass die Anwendung der Breitbandherbizide auch die Feldränder negativ beeinflussen kann. Und bei Bt-Mais sind etwaige schädliche Wirkungen denkbar, weil ein gewisser Teil seiner Pollen in der Nähe der Felder zu Boden geht.

## 4.4 Staat und Agrogentechnik

Der Staat spielt bei der Entwicklung der Agrogentechnik eine Doppelrolle. Einerseits fördert er die Agrogentechnik und andererseits reguliert er sie, um zu verhindern, dass schädliche Einwirkungen auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit entstehen.

Die EU verfolgt das Ziel, die weltweit dynamischste und wettbewerbsfähigste wissenschaftsgestützte Wirtschaft zu werden („Lissabon-Strategie“). Als Herzstück dieser Wirtschaft gelten wissenschaftliche Forschung und technologische Entwicklung. Die Agrochemiekonzerne haben es in den letzten Jahren geschafft, sich bei der EU-Kommission als wichtige Akteure dieser wissenschaftsgestützten Wirtschaft zu positionieren. So zählen die EU-Kommission und einzelne Mitgliedstaaten die Biowissenschaften und Agrogentechnik zu den Schlüsselfunktionen, die das Wachstum, die Wettbewerbsfähigkeit und die Beschäftigung der europäischen Wirtschaft sichern sollen. Die Agrochemiekonzerne, die sich selbst in ihrer strategischen Ausrichtung und Produktentwicklung kaum von der öffentlichen Politik beeinflussen lassen, haben somit erreicht, dass ein Teil der öffentlichen Forschungspolitik auf die industrielle Strategie ausgerichtet wurde, was de facto oft einer finanziellen Unterstützung der Entwicklungskosten der Konzerne gleichkommt.

Die EU-Kommission und die Mitgliedstaaten fördern die Entwicklung der Agrogentechnik nicht nur, indem sie die Forschung in diesem Bereich mit Steuergeldern unterstützen, sie tun dies auch, indem sie das Patentrecht an die Bedürfnisse der Agrogentechnik anpassen. Ohne die Möglichkeit, Gene, Methoden und transgene Pflanzen patentieren zu können, wäre die Entwicklung von transgenen Pflanzen nicht von Interesse für die Agrochemiekonzerne.

Die Gentechnikpolitik der EU wird von der Annahme getrieben, dass die Agrogentechnik eine positive Zukunft für die Landwirtschaft Europas bringt (Mayer & Sterling 2002). Das zeigt sich unter anderem auch darin, wie EU-Parlament und Rat die alte Freisetzungsrichtlinie 90/220/EWG revidiert haben. Der Impetus der Revision war, dass die Risikoabschätzung der Richtlinie nicht umfassend genug war, weil sie zum Beispiel kein Monitoring vorsah und weder indirekte noch kumulative Wirkungen berücksichtigte. Die neue Richtlinie 2001/18/EG, die im Jahr 2002 in Kraft trat, verlangt nun implizit, dass in der Risikoabschätzung indirekte und kumulative Wirkungen berücksichtigt werden. Zudem ist das Monitoring obligatorisch geworden. Während die offiziellen Kreise die neuen Regelungen als vorsorglich und fundiert wissenschaftlich darstellen, ist das Konzept der Risikoabschätzung





im wesentlichen dasselbe geblieben wie in der alten Richtlinie (Mayer & Sterling 2002). Es weist deshalb auch dieselben Defizite und Probleme auf: Ungewissheit und Unsicherheit werden kaum einbezogen, wichtige Begriffe bleiben unbestimmt (Schaden, Vorsorgeprinzip), komplexe gesellschaftliche und politische Urteile werden auf eine untransparente Art an Experten delegiert, Alternativen müssen nicht berücksichtigt werden und es gibt wenig Möglichkeiten für öffentliche Partizipation (Jensen et al. 2003, Mayer & Stirling 2002).

#### **Fazit:**

Die „triple helix“ aus Regierung, Industrie und Forschung organisiert und regelt die Entwicklung der Agrogentechnik allein und weitab von einer demokratischen Kontrolle (Parayil 2003). Da somit die Gefahr besteht, dass die Entscheidungsträger Warnungen aus kurzfristigen ökonomischen und politischen Gründen willentlich ignorieren, dürfte das System der „triple helix“ kaum geeignet sein, öffentliche Güter wie die biologische Vielfalt in einem Maße zu schützen, wie es für die Gesellschaft wünschenswert wäre.



### 5. Empfehlungen

Die Mitglieder der Weltnaturschutzunion (IUCN) verabschiedeten 2004 auf ihrer Generalversammlung in Bangkok mit großer Mehrheit eine Resolution, die ein weltweites Moratorium für die Freisetzung von Gentech-Pflanzen verlangt. An der Generalversammlung der IUCN nahmen mehr als 5000 Regierungsvertreter, Wissenschaftler und Naturschützer sowie rund 800 unabhängige Organisationen teil. Das Moratorium könnte Zeit bringen, einen vorsorglichen Umgang mit transgenen Pflanzen zu entwickeln, der den Schutz der biologischen Vielfalt ausreichend gewährleistet, die unabhängige Risikoforschung ausweitet, Alternativen zu transgenen Pflanzen stärker berücksichtigt und die Transparenz und Partizipation erhöht.

#### Risikoforschung

Bisher liegt die Erforschung der ökologischen Risiken transgener Pflanzen weit hinter der Kommerzialisierung dieser Pflanzen zurück. In vielen Bereichen herrschen Wissenslücken. So ist zum Beispiel nur punktuell untersucht worden, wie sich die regionale Variabilität der Naturräume auf den Einfluss auswirken könnte, den transgene Pflanzen auf die Umwelt haben. Weitere Wissenslücken bestehen, wenn es um die Kenntnis des Ökosystems Boden, die ökologische Rolle potenzieller Nicht-Zielorganismen, den Schädlingsdruck in naturnahen Habitaten oder die genetische Vielfalt von Wildpflanzen geht. Zudem fehlen experimentell erhobene Daten über das Verhalten von transgenen Hybridpflanzen und von rekombinanten Bakterien, die durch einen horizontalen Gentransfer entstehen können. Eine weitere Unsicherheit betrifft die möglichen Wirkungen auf Nichtziel-Organismen und die daraus entstehenden Konsequenzen für die biologische Vielfalt. Da hier verlässliche Daten fehlen, bleiben mögliche Verbindungen zwischen den Wirkungen transgener Pflanzen und biologischer Vielfalt und Ökosystemfunktionen weitgehend im Dunkeln. Zu den Wissenslücken kommt hinzu, dass in vielen Bereichen der Risikoforschung standardisierte Untersuchungsmethoden fehlen.

Fehlende finanzielle Mittel, unstandardisierte Testmethoden und unausgereifte Konzepte – die drei Mankos der Risikoforschung führen dazu, dass die Datenbasis schmal bleibt und oft nur für eine qualitative Risikoabschätzung ausreicht. Die Konsequenz: Genehmigungsentscheidungen basieren mehr auf Schätzungen und Expertenmeinungen als auf empirisch erhobenen und statistisch aussagekräftigen Daten.

Daten aus unabhängiger Risikoforschung sind eine notwendige Voraussetzung für eine unabhängige, strenge und vertrauenswürdige Beurteilung transgener Pflanzen. Die Risikoforschung ist deshalb verstärkt zu fördern.

#### Transparenz

Die Antragsteller sollten dazu verpflichtet werden, die umweltrelevanten Daten zu veröffentlichen und in einen „peer-reviewed“ Prozess einzubringen. Diese Maßnahmen würden nicht nur für die notwendige Transparenz sorgen, sie würden auch die Qualität der Forschungsergebnisse sichern und die Sorgfalt der Behörden erleichtern. Die zuständigen Behörden und wissenschaftlichen Kommissionen sollten anhand einer Kriterienliste öffentlich machen, wie sie mit der bestehenden Unsicherheit und dem Vorsorgeprinzip umgehen. Zudem sollten sie öffentlich machen, mit welchen Schadensbegriffen sie arbeiten und welche Handlungskriterien sie anwenden wollen. Nur indem die Behörden und wissenschaftlichen Kommissionen ihre Werte offen legen, können ihre Entscheidungen transparent und nachvollziehbar werden.

Transparenz und Nachvollziehbarkeit sind wichtig, weil die Öffentlichkeit nur so abschätzen kann, welche Unsicherheiten verbleiben und wie groß die Gefährdung für die Umwelt ist. Aufgrund dieser Abschätzung werden dann Entscheidungen möglich, ob auf privater Basis Maßnahmen getroffen werden, um die Umwelt und die biologische Vielfalt besser zu schützen.

#### Partizipation

Zur Zeit werden komplexe gesellschaftliche und politische Urteile an Experten delegiert. So können die Wissenschaftler der EFSA oder die Sachverständigen der ZKBS alleine definieren, was ein ökologischer Schaden ist, wie mit der bestehenden Unsicherheit umgegangen wird, welche Handlungskriterien beim Monitoring zum Zuge kommen, wie das Vorsorgeprinzip anzuwenden ist und welche Landwirtschaftsweise als normative Basis dient, um die Wirkungen von transgenen Pflanzen zu vergleichen.

Erfahrungen aus dem Bereich der Umweltrisiken lehren, wie wichtig es ist, interdisziplinäre Gesichtspunkte,



Laienwissen und divergierende Standpunkte von Interessengruppen in die Charakterisierung von Risiken und die Festlegung der geeigneten Herangehensweise bei der Risikoabschätzung einzubeziehen. Um einen vorsorglichen Umgang mit transgenen Pflanzen zu erreichen, sollten die wissenschaftlichen Kommissionen ausgeweitet werden, so dass alle wichtigen Disziplinen und divergierenden Standpunkte adäquat vertreten sind. Um zu verantwortungsvollen Entscheidungen zu gelangen, sollten die zuständigen Behörden einen partizipativen Prozess lancieren, in dem ökologische Schäden definiert, Handlungskriterien und Vorsorgeprinzip operationalisiert und der Umgang mit Unsicherheit und Familiaritätsprinzip bestimmt werden.

### **Alternativen**

Protagonisten der Agrogentechnik lassen oft verlauten, das Risikogerede verhindere den wirtschaftlichen Aufschwung. Das Gegenteil ist richtig. Denn genauso wie ein Land neue Produkte braucht, braucht es einen Konsens darüber. Nur die Verbindung von Produkt und gesellschaftlichem Konsens öffnet langfristige Absatzchancen. In der momentanen Regelung der Agrogentechnik werden transgene Pflanzen behandelt, als wären sie die einzige Option zur Befriedigung der Bedürfnisse. Alternativen werden nicht berücksichtigt. Damit geht auch die Möglichkeit verloren, transgene Pflanzen mit anderen Technologien zu vergleichen und dann die stabilere, vielfältigere und nachhaltigere Technologie zu wählen und zu fördern. Ohne die Berücksichtigung von Alternativen bleibt es unmöglich, die Kosten unangenehmer Überraschungen zu minimieren und die Vorteile von Innovation zu maximieren.



## 6. Literatur

A

- Accinelli, C., Screpanti, C., Vicari, A. & Catizone, P. (2004). Influence of insecticidal toxins from *Bacillus thuringiensis* subsp. *Kurstaki* on the degradation of glyphosate and glufosinate-ammonium in soil samples. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103: 497 – 50.
- Acker, R.C. van, Brule-Babel, A.L. & Friesen, L.F. (2004). Intraspecific gene movement can create environmental risk: the example of Roundup Ready wheat in western Canada. In: Breckling, B. & Verhoeven, R. (eds), Risk Hazard Damage – Specification of Criteria to Assess Environmental Impact of Genetically Modified Organisms. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 1: 37 – 47.
- Adair, T.L. & Kearney, C.M. (2000). Recombination between a 3-kilobase tobacco mosaic virus transgene and a homologous viral construct in the restoration of viral and nonviral genes. *Archives of Virology* 145(9): 1867 – 1883.
- Ahl Goy, P., Warren, G., White, J., Privalle, L., Fearing, P. & Vlachos, D. (1995). Interaction of an insect tolerant maize with organisms in the ecosystem. In: Proceedings, Key Biosafety Aspects of Genetically Modified Organisms, 10-11 April 1995, pp. 50 – 53.
- Ahrenholtz, I., Harms, K., de Vries, J. & Wackernagel, W. (2000) Increased killing of *Bacillus subtilis* on the hair roots of transgenic T4 lysozyme producing potatoes. *Applied and Environmental Microbiology* 66(5): 1862 – 1865.
- Al-Deeb, M.A., Wilde, G.E., Blair, J.M. & Todd, T.C. (2003). The effect of Bt corn for corn rootworm control on nontarget soil microarthropods and nematodes. *Environmental Entomology* 32(4): 859 – 865.
- Al-Deeb, M.A., Wilde, G. E. & Higgins, R. A. (2001). No effect of *Bacillus thuringiensis* corn and *Bacillus thuringiensis* (Berliner) on the predator *Orius insidiosus* (Hemiptera: Anthocoridae). *Environmental Entomology* 30(3): 625 – 629.
- Ammann, D., Vogel, B., Hilbeck, A. & Meier, M. (2002). Bereitstellen von Grundlagen für ein Langzeitmonitoring von GVO in der Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.  
[www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/stobobio/biotech/monitoring/10.pdf](http://www.umwelt-schweiz.ch/imperia/md/content/stobobio/biotech/monitoring/10.pdf) (14. Januar 2005)
- Ammann, D. & Vogel, B. (2001). Vom Risiko zur Vorsorge. Schweizerische Arbeitsgruppe Gentechnologie, Zürich. [www.gentechnologie.ch/papiere/risiko01.pdf](http://www.gentechnologie.ch/papiere/risiko01.pdf) (10. Dezember 2004).
- Ammann, D. & Vogel, B. (1999). Langzeitmonitoring gentechnisch veränderter Organismen. Kantonales Laboratorium Basel-Stadt. Kontrollstelle für Chemie und Biosicherheit (KCB), Basel.  
[www.kantonlabor-bs.ch/files/18/Langzeitmonitoring.pdf](http://www.kantonlabor-bs.ch/files/18/Langzeitmonitoring.pdf) (14. Dezember 2004).
- Ammann, K., Jacot, Y. & Rufener Al Mazayad, P. (1996). Field release of transgenic crop in Switzerland, an ecological risk assessment. In: Schulte, E. & Käppeli, O. (Hrsg.), Gentechnisch veränderte krankheits- und schädlingsresistente Nutzpflanzen. Schwerpunktprogramm Biotechnologie des Schweizerischen Nationalfonds, Bern, S. 101 – 158.
- Anderson, P.L., Hellmich, R.L., Sears, M.K., Sumerford, D.V. & Lewis, L.C. (2004). Effects of Cry1Ab-expressing corn anthers on monarch butterfly larvae. *Environmental Entomology* 33(4): 1109 – 1115.
- Andow, D.A. & Hilbeck, A. (2004). Science-based risk assessment for nontraget effects of transgenic crops. *BioScience* 54(7): 637 – 649.
- Arnaud, J. F., Viard, F., Delescluse, M. & Cuguen, J. (2003). Evidence for gene flow via seed dispersal from crop to wild relatives in *Beta vulgaris* (Chenopodiaceae): consequences for the release of genetically modified crop species with weedy lineages. *Proceedings of the Royal Society of London Series B Biological Sciences* 270: 1565 – 1571.
- Azevedo, J.L. & Araujo, W.L. (2003). Genetically modified crops: environmental and human health concerns. *Mutation Research* 544: 223 – 233.

B

- Babu, R.M., Sajeena, A., Seetharaman, K. & Reddy, M.S. (2003). Advances in genetically engineered (transgenic) plants in pest management – an overview. *Crop Protection* 22: 1071 – 1086.
- Badosa, E., Moreno, C. & Montesinos, E. (2004). Lack of detection of ampicillin resistance gene transfer from Bt176 transgenic corn to culturable bacteria under field conditions. *FEMS Microbiology Ecology* 48: 169 – 178.
- Barrett, S., Beare-Rogers, J.L., Brunk, C.G., Caulfield, T.A., Ellis, B.E., Fortin, M., Ham Pong, A.J., Hutchings, J.A.,



- Kennelly, J.J., McNeil, J.N., Ritter, L., Wittenberg, K.M., Wyndham, R. & Yada, Y. (2001). Elements of precaution: recommendations for regulation of food biotechnology in Canada. The Royal Society of Canada, Ottawa, Ontario. [www.rsc.ca/files/publications/expert\\_panels/foodbiotechnology/GMreportEN.pdf](http://www.rsc.ca/files/publications/expert_panels/foodbiotechnology/GMreportEN.pdf) (10. Dezember 2004).
- Bartsch, D., Cuguen, J., Biancardi, E. & Sweet, J. (2003) Environmental implications of gene flow from sugar beet to wild beet – current status and future research needs. *Environmental Biosafety Research* 2: 105 – 115.
- Bechmann, G., Gloede, F. & Paschen, H. (1988). Frühwarnung vor technickbedingten Gefahren? In: Bungard, W. & Lenk, H. (Hrsg.), Technikbewertung, Suhrkamp, Frankfurt am Main, S. 283 – 308.
- Beckie, H.J., Warwick, S.I., Nair, H. & Séguin-Swart, G. (2003). Gene flow in commercial fields of herbicide-resistant canola ( *Brassica napus* ). *Ecological Applications* 13(5): 1276 – 1294.
- Bell, H.A., Fitches, E.C., Down, R.E., Ford, L., Marris, G.C., Edwards, J.P., Gatehouse, J.A. & Gatehouse, A.M.R. (2001) Effect of dietary cowpea trypsin inhibitor (CpTI) on the growth and development of the tomato moth *Lacanobia oleracea* (Lepidoptera : Noctuidae) and on the success of the gregarious ectoparasitoid *Eulophus pennicornis* (Hymenoptera: Eulophidae). *Pest Management Science* 57: 57 – 65.
- Bell, H.A., Fitches, E.C., Down, R.E., Marris, G.C., Edwards, J.P., Gatehouse, J.A. & Gatehouse, A.M.R. (1999). The effect of snowdrop lectin (GNA) delivered via artificial diet and transgenic plants on *Eulophus pennicornis* (Hymenoptera: Eulophidae), a parasitoid of the tomato moth *Lacanobia oleracea* (Lepidoptera: Noctuidae). *Journal of Insect Physiology* 45(11): 983 – 991.
- Benbrook, C.M. (2004). Genetically engineered crops and pesticide use in the United States: 6th first nine years. BioTech Infonet Technical Paper Numer 7. [www.biotech-info.net/Full\\_version\\_first\\_nine.pdf](http://www.biotech-info.net/Full_version_first_nine.pdf) (15. Januar 2005).
- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18(4): 182 – 188.
- Benzler, A. (2004). Effects of genetically modified organisms on biodiversity – a contribution from the viewpoint of nature conservation. In: Breckling, B. & Verhoeven, R. (eds), Risk Hazard Damage – Specification of Criteria to Assess Environmental Impact of Genetically Modified Organisms. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 1: 13 – 21.
- Bergelson, J., Purrington, C.B. & Wichmann, G. (1998). Promiscuity in transgenic plants. *Nature* 395: 25.
- Bhatia, C.R. & Mitra, R. (2003). Consequences of gene flow from genetically engineered crops. *Current Science* 84(2): 138 – 141.
- Bijman, W.J.J. (2001). How biotechnology is changing the structure of the seed industry. *International Journal of Biotechnology* 3(1/2): 82 – 94.
- Birch, A.N.E., Geoghean, I.E., Majerus, M.E., McNicol, J.W., Hackett, C.A., Gatehouse, A.M.R. & Gatehouse, J.A. (1999): Tri-trophic interactions involving pest aphids, predatory 2-spot ladybirds and transgenic potatoes expressing snowdrop lectin for aphid resistance. *Molecular Breeding* 5(1): 75 – 83.
- Blackwood, C.B. & Buyer, J.S. (2004). Soil microbial communities associated with Bt and non-Bt corn in three soils. *Journal of Environmental Quality* 33: 832 – 836.
- Bock, A.-K., Lheureux, K., Libeau-Dulos, M., Nilsagard, H. & Rodriguez-Cerezo, E. (2002). Scenarios for co-existence of genetically modified, conventional and organic crops. European Commission, Joint Research Centre. [www.jrc.es/projects/co\\_existence/Docs/coexreportipts.pdf](http://www.jrc.es/projects/co_existence/Docs/coexreportipts.pdf) (10. Januar 2005).
- Boelt, B. (Ed.) (2003). Proceedings of the first European conference on the co-existence of genetically modified crops with conventional and organic crops. Danish Institute of Agricultural Sciences, Research Centre Flakkebjerg, Slagelse. [www.agrsci.dk/gmcc-03/gmcc\\_proceedings.pdf](http://www.agrsci.dk/gmcc-03/gmcc_proceedings.pdf) (10. Januar 2005).
- Boer de, J.G. & Schuler, T.H. (2000). Risk assessment of GM crops: Do GM apple trees affect predatory mites? *Antenna (London)* 24: 76.
- Bohn, U. & Benzler, A. (2001). Naturschutzziele und naturschutzfachliche Bewertung der Risiken bei der Ausbringung gentechnisch veränderter Organismen. In: Lemke, M. & Winter, G. (Hrsg.), Bewertung von Umweltwirkungen von gentechnisch veränderten Organismen im Zusammenhang mit naturschutzbezogenen Fragestellungen. UBA-Berichte 3/01, Erich Schmidt Verlag Berlin, S. 238 – 266.
- Borja M., Rubio T., Scholthof H.B. & Jackson A.O. (1999). Restoration of wild-type virus by double recombination of tombusvirus mutants with a host transgene. *Molecular Plant-Microbe Interactions* 12: 153-162.
- Bouchard, E., Cloutier, C & Michaud, D. (2003a). Oryzacystatin I expressed in transgenic potato induces digestive compensation in an insect natural predator via its herbivorous prey feeding on the plant. *Molecular Ecology* 12(9): 2439 – 2446.
- Bouchard, E., Michaud, D. & Cloutier, C. (2003b). Molecular interactions between an insect predator and its herbivore prey on transgenic potato expressing a cysteine proteinase inhibitor from rice. *Molecular Ecology* 12(9): 2429 – 2437.



- Bourguet, D., Chaufaux, J., Micoud, A., Delos, M., Naibo, B., Bombarde, F., Marque, G., Eychenne, N. & Pagliari, C. (2002). *Ostrinia nubilis* parasitism and the field abundance of non-target insects in transgenic *Bacillus thuringiensis* corn (*Zea mays*). *Environmental Biosafety Journal* 1: 49 – 60.
- Bowman, D.T., May, O.L. & Creech, J.B. (2003). Genetic uniformity of the U.S. upland cotton crop since the introduction of transgenic cottons. *Crop Science* 43(1): 515-518.
- Brand, V. & Winter, G. (2004). Rechtliche Maßstäbe der Risikoberwertung und des Risikomanagements in der Bundesrepublik Deutschland. In: Breckling, B., Brand, V., Winter, G., Fishan, A. & Pagh, P. (Hrsg.), Fortschreibung des Konzeptes zur Bewertung von Risiken bei Freisetzungen und dem Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Organismen. Umweltbundesamt Berichte 3/04, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 212 – 279.
- Brauner, R., Tappeser, B., Hilbeck, A. & Meier, M. (2001). Entwicklung von Umweltindikatoren beim Monitoring im Zusammenhang mit gentechnisch veränderten Pflanzen. UBA-Texte 63/01, Umweltbundesamt, Berlin.
- Breckling, B. (2004). Naturwissenschaftliche Grundlage der Gentechnik als Ausgangspunkt zur Risikoabschätzung gentechnisch verändert Organismen. In: Breckling, B., Brand, V., Winter, G., Fishan, A. & Pagh, P. (Hrsg.), Fortschreibung des Konzeptes zur Bewertung von Risiken bei Freisetzungen und dem Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Organismen. Umweltbundesamt Berichte 3/04, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 41 – 80.
- Breckling, B., Middelhoff, U., Borgmann, P., Menzel, G., Brauner, R., Born, A., Laue, H., Schmidt, G., Schröder, W., Wurbs, A. & Glemnitz, M. (2003): Biologische Risikoforschung zu gentechnisch veränderten Pflanzen in der Landwirtschaft: das Beispiel Raps in Nordostdeutschland. In: Reuter, H. Breckling, B. & Mittwollen, A. (Hrsg.), Gene, Bits und Ökosysteme: Implikationen neuer Technologien, Peter Lang Verlag, S. 19 – 45.
- Breckling, B. & Züghart, W. (2001). Die Etablierung einer ökologischen Langzeitbeobachtung beim großflächigen Anbau transgener Nutzpflanzen. In: Lemke, M. & Winter, G. (Hrsg.), Bewertung von Umweltwirkungen von gentechnisch veränderten Organismen im Zusammenhang mit naturschutzbezogenen Fragestellungen. UBA-Berichte 3/01, Erich Schmidt Verlag Berlin, S. 319 – 340.
- Broodsgaard, H.F., Broodsgard, C.J., Hansen, H. & Lovei, G.L. (2003). Environmental risk assessment of transgenic products using honey bee (*Apis mellifera*) larvae. *Apidologie* 34: 139 – 145.
- Brooks, D.R., Bohan, D.A., Champion, G.T., Haughton, A.J., Hawes, C., Heard, M.S., Clark, S.J., Dewar, A.M., Firbank, L.G., Perry, J.N., Rothery, P., Scott, R.J., Woiwod, I.P., Birchall, C., Skellern, M.P., Walker, J.H., Baker, P., Bell, D., Browne, E.L., Dewar, A.J.G., Fairfax, C.M., Garner, B.H., Haylock, L.A., Horne, S.L., Hulmes, S.E., Mason, N.S., Norton, L.R., Nuttall, P., Randle, Z., Rossall, M.J., Sands, R.J.N., Singer, E.J. & Walker, M.J. (2003). Invertebrate responses to the management of genetically modified herbicide-tolerant and conventional spring crops. I. Soil-surface-active invertebrates. *Philosophical Transactions of The Royal Society London Series B* 358: 1847 – 1862.
- Bruinsma, M., Kowalchuk, G.A. & van Veen, J.A. (2003). Effects of genetically modified plants on microbial communities and processes in soil. *Biology and Fertility of Soils* 37: 329 – 337.
- Bruseti, L., Francia, P., Bertolini, C., Pagliuca, A., Borin, S., Sorlini, C., Abruzzese, A., Sacchi, G., Viti, C., Giovannetti, L., Giuntini, E., Bazzicalupo, M. & Daffonchio, D. (2005). Bacterial communities associated with the rhizosphere of transgenic Bt 176 maize (*Zea mays*) and its non-transgenic counterpart. *Plant and Soil* (in press)
- Buckwell, A. & Armstrong-Brown, S. (2004). Changes in farming and future prospects – technology and policy. *Ibis* 146(Supp. 2): 14 – 21.
- Burke, J.M. & Rieseberg, L.H. (2003). Fitness effects of transgenic disease resistance in sunflowers. *Science* 300: 1250.
- Candolfi, M.P., Brown, K., Grimm, C., Reber, B. & Schmidli, H. (2004). A faunistic approach to assess potential side-effects of genetically modified Bt-corn on non-target arthropods under field conditions. *Biocontrol Science and Technology* 14(2): 129 – 170.
- Cansier, A. & Cansier, D. (1999). Umweltstandards bei Unsicherheit aus entscheidungstheoretischer Sicht. *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Sonderheft* 10: 157 – 171.
- Carr, S. (2002). Ethical and value-based aspects of the European Commission's precautionary principle. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 15: 31 – 38.
- Champion, G.T., May, M.J., Bennett, S., Brooks, D.R., Clark, S.J., Daniels, R.E., Firbank, L. G., Haughton, A.J., Hawes, C., Heard, M.S., Perry, J.N., Randle, Z., Rossall, M.J., Rothery, P., Skellern, M.P., Scott, R.J., Squire, G.R. & Thomas, M.R. (2003) Crop management and agronomic context of the Farm Scale Evaluations of genetically modified



- herbicide-tolerant crops. *Philosophical Transactions of The Royal Society London Series B* 358: 1801 – 1818.
- Clark, E.A. (2004). GM crops are not containable. In: Breckling, B. & Verhoeven, R. (eds), Risk Hazard Damage – Specification of Criteria to Assess Environmental Impact of Genetically Modified Organisms. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 1: 91 – 108.
- Conner, A.J., Glare, T.R. & Nap, J.-P. (2003). The release of genetically modified crops into the environment. *The Plant Journal* 33: 19 – 46.
- Couty, A., de la Viña, G.L., Clark, S.J., Kaiser, L., Pham-Delègue, M.-H. & Poppy, G.M. (2001a). Direct and indirect sublethal effects of *Galanthus nivalis* (GNA) on the development of a potato-aphid parasitoid *Aphelinus abdominalis*. *Journal of Insect Physiology* 47: 553 – 561.
- Couty, A., Clark, S.J. & Poppy, G.M. (2001b). Are fecundity and longevity of female *Aphelinus abdominalis* affected by development in GNA-dosed *Macrosiphum euphorbiae*? *Physiological Entomology* 26: 287 – 293.
- Cowgill, S.E., Danks, C. & Atkinson, J. (2004). Multitrophic interactions involving genetically modified potatoes, nontarget aphids, natural enemies and hyperparasitoids. *Molecular Ecology* 13: 639 – 647.
- Crawley, M.J., Brown, S.L., Hails, R.S., Kohn, D.D. & Rees, M. (2001). Transgenic crops in natural habitats. *Nature* 409: 682 – 683.
- Crawley, M.J., Hails, R.S., Rees, M., Kohn, D. & Buxton, J. (1993). Ecology of transgenic oilseed rape in natural habitats. *Nature* 363: 620 – 623.
- D**abrowska, P. (2002). The division of powers between the EU and the Member States with regard to deliberate release of GMOs (the new Directive 2001/18). *German Law Journal* 3(5):
- Dale, P., Clarke, B., & Fontes, E.M.G. (2002). Potential for the environmental impact of transgenic crops. *Nature Biotechnology* 20: 567 – 573.
- Datta, S.K. (2002). Recent developments in transgenics for abiotic stress tolerance in rice. JIRCAS Working Report, pp. 43 – 53.
- De Vries, J., Herzfeld, T. & Wackernagel, W. (2004). Transfer of plastid DNA from tobacco to the soil bacterium *Acinetobacter* sp. by natural transformation. *Molecular Microbiology* 53(1): 323 – 334.
- De Vries, J., Heine, M., Harms, K. & Wackernagel, W. (2003). Spread of recombinant DNA by roots and pollen of transgenic potato plants, identified by highly specific biomonitoring using natural transformation of an *Acinetobacter* sp. *Applied and Environmental Microbiology* 69(8): 4455 – 4462.
- De Vries, J. & Wackernagel, W. (1998). Detection of nptII (kanamycin resistance) genes in genomes of transgenic plants by marker-rescue transformation. *Molecular and General Genetics* 257: 606 – 613.
- De Vries, I.M., van der Meijden, R. & Brandenburg, W.A. (1992). A study of the real chances for spontaneous gene flow from cultivated plants to the wild flora of the Netherlands. *Goteria Supplement* 1: 1 – 100.
- Di Giovanni, G.D., Watrud, L.S., Seidler, R.J. & Widmer, F. (1999). Comparison of parental and transgenic alfalfa rhizosphere communities using Biolog GN metabolic fingerprinting and enterobacterial repetitive intergeneric consensus sequence-PCR (ERIC-PCR). *Microbial Ecology* 37(2): 129 – 139.
- Dively, G.P., Rose, R., Sears, M. K., Hellmich, R.L., Stanley-Horn, D.E., Calvin, D.D., Russo, M.J. & Anderson, P.L. (2004). Effects on monarch butterfly larvae (Lepidoptera: Danaidae) after continuous exposure to Cry1Ab-expressing corn during anthesis. *Environmental Entomology* 33: 1116 – 1125.
- Donegan, K.K., Seidler, R.J., Fieland, V.J., Schaller, D.L., Palm, C.J., Ganio, L.M., Cardwell, D.M. & Steinberger, Y. (1997). Decomposition of genetically engineered tobacco under field conditions: persistence of the proteinase inhibitor I product and effects on soil microbial respiration and protozoa, nematode and arthropod populations. *Journal of Applied Ecology* 34: 767 – 777.
- Donegan, K.K., Palm, C.J., Fieland, V.J., Porteous, L.A., Ganio, L.M., Schaller, D.L., Bucio, L.Q. & Seidler, R.J. (1995). Changes in levels, species and DNA fingerprints of soil microorganisms associated with cotton expressing the *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* endotoxin. *Applied Soil Ecology* 2(2): 111 – 124.
- Down, R.E., Ford, L., Woodhouse, S.D., Davison, G.M., Majerus, M.E.N., Gatehouse, J.A. & Gatehouse, A.M.R. (2003). Tritrophic interactions between transgenic potato expressing snowdrop lectin (GNA), an aphid pest (peach-potato aphid; *Myzus persicae* (Sulz.)) and a beneficial predator (2-spot ladybird; *Adalia bipunctata* L.). *Transgenic Research* 12: 229 – 241.
- Down, R.E., Ford, L., Woodhouse, S.D., Raemaekers, R.J.M., Leitch, B., Gatehouse, J.A. & Gatehouse, A.M.R. (2000). Snowdrop lectin (GNA) has no acute toxic effects on a beneficial insect predator, the 2-spot ladybird (*Adalia bipunctata* L.). *Journal of Insect Physiology* 46: 379 – 391.



- Downey, R.K. (1999). Gene flow and rape – the Canadian experience. *BCPC Symposium Proceedings* 72: 109 – 116.
- Drexler, H., Spiekermann, P., Meyer, A., Domergue, F., Zank, T., Sperling, P., Abbadi, A. & Heinz, E. (2003). Metabolic engineering of fatty acids for breeding of new oilseed crops: strategies, problems and first results. *Journal of Plant Physiology* 160: 779 – 802.
- Duan, J.J., Head, G., McKee, M.J., Nickson, T.E., Martin, J.W. & Sayegh, F.S. (2002). Evaluation of dietary effects of transgenic corn pollen expressing Cry3Bb1 protein on a non-target ladybird beetle, *Coleomegilla maculata*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 104: 271 – 280.
- Duke, S.O. (2003). Weeding with transgenes. *Trends in Biotechnology* 21(5): 192 – 195.
- Dunfield, K.E. & Germida, J.J. (2004). Impact of genetically modified crops on soil- and plant-associated microbial communities. *Journal of Environmental Quality* 33: 806 – 815.
- Dunfield, K.E. & Germida, J.J. (2001). Diversity of bacterial communities in the rhizosphere and root interior of field-grown genetically modified *Brassica napus*. *FEMS Microbiology Ecology* 38: 1 – 9.
- Dutton, A., Klein, H., Romeis, J. & Bigler, F. (2003). Assessing the risk 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. & Bigler, F. (2002). Uptake of Bt-toxin by herbivores feeding on transgenic maize and consequences for the predator *Chrysoperla carnea*. *Ecological Entomology* 27: 441 – 447.
- E**astham, K. & Sweet, J. (2002). Genetically modified organisms (GMOs): The significance of gene flow through pollen transfer. Environmental Issue Report No 28. European Environment Agency.  
[http://reports.eea.eu.int/environmental\\_issue\\_report\\_2002\\_28/en/GMOs%20for%20www.pdf](http://reports.eea.eu.int/environmental_issue_report_2002_28/en/GMOs%20for%20www.pdf) (10. Januar 2005).
- Eken, G., Bennun, L., Brooks, T.M., Darwall, W., Fishpool, L.D.C., Foster, M., Knox, D., Langhammer, P., Matiku, P., Radford, E., Salaman, P., Sechrest, W., Smith, M.L., Spector, S. & Tordoff, A. (2004). Key Biodiversity Areas as Site Conservation Targets. *BioScience* 54(12): 1110 – 1118.
- Ellstrand, N.C. (2003). Current knowledge of gene flow in plants: implications for transgene flow. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B* 358: 1163 – 1170.
- Ellstrand, N.C., Prentice, H.C. & Hancock, J.F. (1999) Gene flow and introgression from domesticated plants into their wild relatives. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 539 – 563.
- Ervin, D.E., Welsh, R., Batie, S.S. Carpentier, C.L. (2003). Towards an ecological systems approach in public research for environmental regulation of transgenic crops. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99: 1 – 14.
- F**alcon, W.P. & Fowler, C. (2002). Carving up the commons – emergence of a new international regime for germplasm development and transfer. *Food Policy* 27: 197 – 222.
- Felke, M. & Langenbruch, G.A. (2003a). Wirkungen von Bt-Mais-Pollen auf Raupen des Tagpfauenauges im Laborversuch. *Gesunde Pflanzen* 55(1): 1 – 7.
- Felke, M. & Langenbruch, G.A. (2003b). Kann der Anbau von transgenem Bt-Mais unsere Schmetterlingsfauna gefährden? Abstract, Entomologentagung, März 2004 in Halle.  
[www.entomologentagung2003.uni-halle.de/pdf/sektion11.pdf](http://www.entomologentagung2003.uni-halle.de/pdf/sektion11.pdf) (6. Januar 2005)
- Felke, M., Lorenz, N. & Langenbruch, G.A. (2002). Laboratoty studies on the effects of pollen from Bt-maize on larvae of some butterfly species. *Journal of Applied Entomology* 126(6): 320 – 325.
- Ferry, N., Raemaekers, R.J.M., Jouanin, L., Majerus, M.E.N., Port, G., Gatehouse, J.A. & Gatehouse, A.M.R. (2003). Impact of oilseed rape expressing the insecticidal cysteine protease inhibitor oryzacystatin on the beneficial predator *Harmonia axyridis* (multicolored Asian ladybeetle). *Molecular Ecology* 12: 493 – 504.
- Firbank, L.G., Heard, M.S., Woiwod, I.P., Hawes, C., Houghton, A., Champion, G., Scott, R., Hill, M.O., Dewar, A., Squire, G.R., May, M., Brooks, D.R., Bohan, D., Daniels, R.E., Osborne, J.L., Roy, D., Black, H.I.J., Rothery, P. & Perry, J.N. (2003) An introduction to the Farm Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. *Journal of Applied Ecology* 40: 2 – 16.
- Fischer, R., Stoger, E., Schillberg, S., Christou, P. & Twyman, R.M. (2004) Plant-based production of biopharmaceuticals. *Current Opinion in Plant Biology* 7(2): 152 – 158.
- Fischer, R., Twyman, R.M. & Schillberg, S. (2003) Production of antibodies in plants and their use for global health. *Vaccine* 21: 820 – 825.
- FoE (2004). Throwing caution to the wind. A review of the European Food Safety Authority and its work on





- genetically modified foods. Friends of the Earth Europe. [www.foeeurope.org/GMOs/publications/EFSAreport.pdf](http://www.foeeurope.org/GMOs/publications/EFSAreport.pdf) (17. Dezember 2004).
- Fowler, C. & Hodgkin, T. (2004). Plant genetic resources for food and agriculture: assessing global availability. *Annual Review of Environment and Resources* 29: 143 – 179.
- Freese, B. (2002). Manufacturing drugs and chemicals in crops: biopharming poses new threats to consumers, farmers, food companies and the environment. Genetically Engineered Food Alert. [www.foe.org/camps/comm/safefood/biopharm/BIOPHARM\\_REPORT.pdf](http://www.foe.org/camps/comm/safefood/biopharm/BIOPHARM_REPORT.pdf) (15. Januar 2005).
- Frischmuth, T. & Stanley, J. (1998). Recombination between viral DNA and the transgenic coat protein gene of cassava mosaic geminivirus. *Journal of General Virology* 79(5): 1265 – 1271.
- Gal, S., Pisan, B., Hohn, T., Grimsley, N. & Hohn, B. (1992). Agroinfection of transgenic plants leads to viable cauliflower mosaic virus by intermolecular recombination. *Virology* 187: 525 – 533.
- Gaugitsch, H. (2004). Environmental risk/safety assessment of GMOs – methods and criteria. In: Breckling, B. & Verhoeven, R. (eds), Risk Hazard Damage – Specification of Criteria to Assess Environmental Impact of Genetically Modified Organisms. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 1: 185 – 193.
- Gebhard, F. & Smalla, K. (1998). Transformation of *Acinetobacter* sp. Strain BD413 by transgenic sugar beet DNA. *Applied Environmental Microbiology* 64: 1550 – 1554.
- Gebhard, F. & Smalla, K. (1999). Monitoring field release of genetically modified sugar beets for persistence of transgenic plant DNA and horizontal gene transfer. *FEMS Microbiology Ecology* 28: 261 – 272.
- Gepts, P. & Papa, R. (2003). Possible effects of (trans) gene flow from crops on the genetic diversity from landraces and wild relatives. *Environmental Biosafety Research* 2: 89 – 103.
- Gill, B. (1998). Ungewissheit, administrative Entscheidung und Demokratie – die neuen Anforderungen durch die Gentechnik. *Österreichische Zeitschrift für Politikwissenschaft* 1: 29 – 45.
- Girsch, L., Kramberger, I., Felder, H., Hohegger, R., Mechtler, K., Ratzenböck, A., & Taferner, J. (2004). Die Produktion von Saatgut in abgegrenzten Erzeugungsprozessen zur Vermeidung einer Verunreinigung mit gentechnisch veränderten Organismen im Kontext mit der Koexistenz von konventioneller Landwirtschaft mit oder ohne GVO und ökologischer Landwirtschaft. Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit.
- Godfree, R.C., Young, A.G., Lonsdale, W.M., Woods, M.J. & Burdon, J.J. (2004). Ecological risk assessment of transgenic pasture plants: a community gradient modelling approach. *Ecology Letters* 7(11): 1077 – 1089.
- Gollmann, G. & Pascher, K. (1998). Freisetzung gentechnisch veränderter Zuckerrüben: Einschätzung der Situation in Österreich. In: Bundeskanzleramt Sektion VI (Hrsg.), Ökologische Risikoabschätzung von gentechnisch veränderten Pflanzen. Forschungsberichte 10/98, Wien.
- Goodman, M.M. (2004). Plant breeding requirements for applied molecular biology. *Crop Science* 44: 1913 – 1914.
- Graef, F., Hommel, B., Züghart, W. & Stachow, U. (2004). Determining GM crop monitoring scope, potential hazards and variables – A precondition for a spatial monitoring design on the landscape level. In: Breckling, B. & Verhoeven, R. (eds), Risk Hazard Damage – Specification of Criteria to Assess Environmental Impact of Genetically Modified Organisms. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 1: 205 – 231.
- Greene, A.E. & Allison, R.F. (1996). Deletions in the 3' untranslated region of cowpea chlorotic mottle virus transgene reduce recovery of recombinant viruses in transgenic plants. *Virology* 225: 231 – 234.
- Greene, A.E. & Allison, R.F. (1994). Recombination between viral RNA and transgenic plant transcripts. *Science* 263: 1423 – 1425.
- Griffiths, B.S., Geoghegan, I.E. & Robertson, W.M. (2000). Testing genetically engineered potato, producing the lectins GNA and Con A, on non-target soil organisms and processes. *Journal of Applied Ecology* 37(1): 159 – 170.
- Groot, A.T. & Dicke, M. (2002). Insect-resistant transgenic plants in a multi-trophic context. *The Plant Journal* 31(4): 387 – 406.
- Gueritain, G., Bazot, S. & Darmency, H. (2003). Emergence and growth of hybrids between *Brassica napus* and *Raphanus raphanistrum*. *New Phytologist* 158: 561 – 567.
- Gurr, G.M., Wratten, S.D. & Luna, J.M. (2003). Multi-function agricultural biodiversity: pest management and other benefits. *Basic and Applied Ecology* 4: 107 – 116.
- Gyamfi, S., Pfeifer, U., Stierschneider, M. & Sessitsch, A. (2002). Effects of transgenic glufosinate-tolerant oilseed rape (*Brassica napus*) and the associated herbicide application on eubacterial and *Pseudomonas* communities in the rhizosphere. *FEMS Microbiology Ecology* 41: 181 – 190.



- Hails, R.S. (2002). Assessing the risks associated with new agricultural practices. *Nature* 418: 685 – 688.
- Hails, R.S. (2000). Genetically modified plants – the debate continues. *Trends in Ecology and Evolution* 15(1): 14 – 18.
- Hails, R.S., Reeds, M., Kohn, D.D. & Crawley, M.J. (1997). Burial and seed survival in *Brassica napus* subspecies *oleifera* and *Sinapis arvensis* including a comparison of transgenic and non-transgenic lines of the crop. *Proceedings of the Royal Society London B* 264(1378): 1 – 7.
- Halfhill, M.D., Zhu, B., Warwick, S.I., Raymer, P.L., Millwood, R.J., Weissinger, A.K. & Stewart, C.N. (2004). Hybridization and backcrossing between transgenic oilseed rape and two related weed species under field conditions. *Environmental Biosafety Research* 3: 73 – 81.
- Halfhill, M.D., Millwood, R.J., Weissinger, A.K., Warwick, S.I. & Stewart, C.N. (2003). Additive transgene expression and genetic introgression in multiple green-fluorescent protein transgenic crop x weed hybrid generations. *Theoretical and Applied Genetics* 107: 1533 – 1540.
- Halfhill, M.D., Millwood, R.J., Raymer P.L. & Stewart, C.N. (2002). Bt-transgenic oilseed rape hybridization with its weedy relative, *Brassica rapa*. *Environmental Biosafety Research* 1: 19 – 28.
- Hall, L., Topinka, K., Huffman, J., Davis, L. & Good, A. (2000). Pollen flow between herbicide-resistant *Brassica napus* is the cause of multiple-resistant *B. napus* volunteers. *Weed Science* 48: 688 – 694.
- Hanley, A.V., Huang, Z.Y. & Pett, W.L. (2003). Effects of dietary transgenic Bt corn pollen on larvae of *Apis mellifera* and *Galleria mellonella*. *Journal of Apicultural Research* 42(4): 77 – 81.
- Haughton, A.J., Champion, G.T., Hawes, C., Heard, M.S., Brooks, D.R., Bohan, D.A., Clark, S.J., Dewar, A.M., Firbank, L.G., Osborne, J.L., Perry, J.N., Rothery, P., Roy, D.B., Scott, R.J., Woiwod, I.P., Birchall, C., Skellern, M.P., Walker, J.H., Baker, P., Browne, E.L., Dewar, A.J.G., Garner, B.H., Haylock, L.A., Horne, S.L. & Mason, N.S. (2003). Invertebrate responses to the management of genetically modified herbicide-tolerant and conventional spring crops. II. Within-field epigeal and aerial arthropods. *Philosophical Transactions of The Royal Society London Series B* 358: 1863 – 1877.
- Hawes, C., Haughton, A.J., Osborne, J.L., Roy, D.B., Clark, S.J., Perry, J.N., Rothery, P., Bohan, D.A., Brooks, D.R., Champion, G.T., Dewar, A.M., Heard, M.S., Woiwod, I.P., Daniels, R.E., Young, M.W., Parish, A.M., Scott, R.J., Firbank, L.G. & Squire, G.R. (2003). Responses of plants and invertebrate trophic groups to contrasting herbicide regimes in the Farm Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. *Philosophical Transactions of The Royal Society London Series B* 358: 1899 – 1913.
- Hayes, K.R. (2004). Best practice and current practice in ecological risk assessment for genetically modified organisms. Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation (CSIRO). [www.deh.gov.au/industry/biotechnology/ecological-risk/pubs/ecological-risk.pdf](http://www.deh.gov.au/industry/biotechnology/ecological-risk/pubs/ecological-risk.pdf) (11. November 2004).
- Haygood, R., Ives, A.R. & Andow, A.D. (2003). Consequences of recurrent gene flow from crops to wild relatives. *Proceedings of the Royal Society London B* 270: 1879 – 1886.
- Heard, M.S., Hawes, C., Champion, G.T., Clark, S.J., Firbank, L.G., Haughton, A.J., Parish, A.M., Perry, J.N., Rothery, P., Scott, R.J., Skellern, M.P., Squire, G.R. & Hill, M.O. (2003a). Weeds in fields with contrasting conventional and genetically modified herbicide-tolerant crops. I. Effects on abundance and diversity. *Philosophical Transactions of The Royal Society London Series B* 358: 1819 – 1832.
- Heard, M.S., Hawes, C., Champion, G.T., Clark, S.J., Firbank, L.G., Haughton, A.J., Parish, A.M., Perry, J.N., Rothery, P., Scott, R.J., Skellern, M.P., Squire, G.R. & Hill, M.O. (2003b). Weeds in fields with contrasting conventional and genetically modified herbicide-tolerant crops. II. Effects on individual species. *Philosophical Transactions of The Royal Society London Series B* 358: 1833 – 1846.
- Heinemann, J.A. & Traavik, T. (2004). Problems in monitoring horizontal gene transfer in field trials of transgenic plants. *Nature Biotechnology* 22(9): 1105 – 1109.
- Heissenberger, A., Traxler, A. & Dolezel, M. (2003). Durchführungen von Untersuchungen zu einem ökologischen Monitoring von gentechnisch veränderten Organismen. Bundesministerium für soziale Sicherheit und Generationen, Bericht 4/03, Wien.
- Heissenberger, A., Unger, G., Wottawa A. & Schmidt, J. (1999). Möglichkeiten zum Monitoring des Einflusses transgener Pflanzen auf Bodenmikroorganismen. Umweltbundesamt, Band 160, Wien. [www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/R160.pdf](http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/R160.pdf) (14. Januar 2005).
- Hellmich, R.L., Siegfried, B.D., Sears, M.K., Stanley-Horn, D.E., Daniels, M.J., Mattila, H.R., Spencer, T., Bidne, K.G. & Lewis, L.C. (2001). Monarch larvae sensitivity to *Bacillus thuringiensis*-purified proteins and pollen. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 98: 11925 – 11930.
- Herbers, K. (2003). Vitamin production in transgenic plants. *Journal of Plant Physiology* 160: 821 – 829.



- Heritage, J. (2004). The fate of transgenes in the human gut. *Nature Biotechnology* 22(2): 170 – 172.
- Hermanowski, R., Tappeser, B., Barth, R., Brauner, R., Hermann, A., Nowack, K., Schmidt, H. & Meier, J. (2003). Grüne Gentechnik und ökologische Landwirtschaft UBA Texte 01/2003. Umweltbundesamt Berlin. [www.fibl.de/uba.pdf](http://www.fibl.de/uba.pdf) (10. Januar 2005).
- Heuer, H., Kroppenstedt, R.M., Lottmann, J., Berg, G. & Smalla, K. (2002) Effects of T4 lysozyme release from transgenic potato roots on bacterial rhizosphere communities are negligible relative to natural factors. *Applied and Environmental Microbiology* 68: 1325 – 1335.
- Hilbeck, A., Baumgartner, M., Fried, P.M. & 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 W.J., Pusztai-Carey, M., Filippini, A. & Bigler, F. (1998b). Toxicity of *Bacillus thuringiensis* CryIA(b)-toxin to the predator *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae) using diet incorporated bioassays. *Environmental Entomology* 27(4): 1255 – 1263.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V. & Evans, A.D. (2005). Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122 (1): 113 – 130
- Hopkins, D.W., Webster, E.A., Chudek, J.A. & Halpin, C. (2001) Decomposition in soil of tobacco plants with genetic modifications to lignin biosynthesis. *Soil Biology and Biochemistry* 33(11): 1455 – 1462.
- Huang, Z.Y., Hanley, A.V., Pett, W.L., Langenberger, M. & Duan, J.J. (2004). Field and semifield evaluation of impacts of transgenic canola pollen on survival and development of worker honey bees. *Journal of Economic Entomology* 97(5): 1517 – 1523.
- J**acobs, M., Vauterin, M., Dewaele, E. & Craciun, A. (2002). Engineering plant biochemical pathways for improved nutritional quality. In: Oksman-Caldentey, K.-M. & Barz, W. H. (eds.), *Plant biotechnology and transgenic plants*, Marcel Dekker, New York, pp. 233 – 253.
- Jaeger, J. (2000). Vom „ökologischen Risiko“ zur „Umweltgefährdung“: einige kritische Gedanken zum wirkungsorientierten Risikobegriff. In: Breckling, B. & Müller, F. (Hrsg.), *Der Ökologische Risikobegriff. Theorie in der Ökologie*, Band 1. Peter Lang, Frankfurt am Main, S. 203 – 216.
- Jank, B. & Gaugitsch, H. (2001). Assessing the environmental impacts of transgenic plants. *Trends in Biotechnology* 19(9): 371 – 372.
- Jasinski, J.R., Eisley, J.B., Young, C.E., Kovach, J. & Willson, H. (2003). Select nontarget arthropod abundance in transgenic and nontransgenic field crops in Ohio. *Environmental Entomology* 32(2): 407 – 413.
- Jensen, K.K. (2002). The moral foundation of the precautionary principle. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 15: 39 – 55.
- Jensen, K.K., Gamborg, C., Madsen, K.H., Jorgensen, R.B., von Krauss, M.K., Folker, A.P. & Sandoe, P. (2003). Making the EU „risk window“ transparent: the normative foundations of the environmental risk assessment of GMOs. *Environmental Biosafety Research* 3: 161 – 171.
- Jeske, H. (2002). Transgenic plants with increased resistance and tolerance against viral pathogens. In: Oksman-Caldentey, K.-M. & Barz, W. H. (eds.), *Plant biotechnology and transgenic plants*, Marcel Dekker, New York, pp. 517 – 548.
- Jesse, L.C.H. & Obrycki, J.J. (2000) Field deposition of Bt transgenic corn pollen: lethal effects on the monarch butterfly. *Oecologia* 125: 241 – 248.
- K**aatz, H., Reiche, R., Teubert, S. & Wölfl, S. (2004). Horizontal gene transfer in the intestinal microflora of honey bees feeding on GM plants. Abstract, First European Conference of Apidology, Udine. <http://web.uniud.it/eurbee/Proceedings/Genetically%20modified%20plants.pdf> (4. Januar 2005).
- Kay, E., Vogel, T.M., Bertolla, F., Nalin, R. & Simonet, P. (2002). In situ transfer of antibiotic resistance genes from transgenic (transplastomic) tobacco plants to bacteria. *Applied and Environmental Microbiology* 68(7): 3345 – 3351.
- Kerschner, F. & Wagner, E.M. (2002). Mögliche legislative Maßnahmen zum Schutz der biologischen und gentechnikfreien konventionellen Landwirtschaft in Österreich vor Kontaminationen und Verunreinigungen mit GVO unter Berücksichtigung des EU-Rechts und der WTO-Verträge. Global 2000, Wien. [www.global2000.at/files/gutachten.pdf](http://www.global2000.at/files/gutachten.pdf)



- Kiraly, L., Bourque, J.E. & Schoelz, J.E. (1998). Temporal and spatial appearance of recombinant viruses formed between cauliflower mosaic virus (CaMV) and CaMV sequences present in transgenic *Nicotiana bigelovii*. *Molecular Plant-Microbe Interactions* 11: 309 – 316.
- Knols, B.G.J. & Dicke, M. (2003). Bt crops risk assessment in the Netherlands. *Nature Biotechnology* 21(9): 973 – 974.
- Kom (2002a). Entscheidung der Kommission vom 24. Juli 2002 über Leitlinien zur Ergänzung des Anhangs II der Richtlinie 2001/18/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates über die absichtliche Freisetzung genetisch veränderter Organismen in die Umwelt und zur Aufhebung der Richtlinie 90/220/EWG des Rates (2001/623/EG). [www.bba.de/gentech/2002-623.pdf](http://www.bba.de/gentech/2002-623.pdf) (17. Januar 2005)
- Kowalchuk, G.A., Bruinsma, M. & van Veen, J.A. (2003). Assessing response of soil microorganisms to GM plants. *Trends in Ecology and Evolution* 18(8): 403 – 410.
- Kremer, R.J. & Motavalli, P.P. (2004). Introduction. *Journal of Environmental Quality* 33: 805.
- Lacroix, G. & Ritsema, G. (2003). GMOs – co-existence or contamination. Conference Report. [www.foeeurope.org/GMOs/coexistenceconferencereportfinal.pdf](http://www.foeeurope.org/GMOs/coexistenceconferencereportfinal.pdf) (10. Januar 2005).
- Latham, J. & Steinbrecher, R. (2004). Horizontal gene transfer of viral inserts from GM plants to viruses. Technical paper, EcoNexus, Brighton. [www.econexus.info/pdf/Horizontal-Genes-virus-2004.pdf](http://www.econexus.info/pdf/Horizontal-Genes-virus-2004.pdf) (7. Januar 2005).
- Lavigne, C., Klein, E.K., Vallee, P., Pierre, J., Godelle, B. & Renard, M. (1998). A pollen dispersal experiment with transgenic oilseed rape. Estimation of the average pollen dispersal of an individual plant within a field. *Theoretical and Applied Genetics* 96(6-7): 886 – 896.
- Lemke, M. (2003). Gentechnik – Naturschutz – Ökolandbau. Instrumente des Umweltschutzes zur Bewahrung einer Pluralität von Landschaften und Wirtschaftsweisen. Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden.
- Lemke, M. & Winter, G. (2001). Bewertung von Umweltwirkungen von gentechnisch veränderten Organismen im Zusammenhang mit naturschutzbezogenen Fragestellungen. UBA-Berichte 3/01, Erich Schmidt Verlag Berlin.
- Letourneau, D.K., Robinson, G.S. & Hagen, J.A. (2003). Bt-crops: predicting effects of escaped transgenes on the fitness of wild plants and their herbivores. *Environmental Biosafety Research* 2: 219 – 246.
- Levidow, L., Carr, S. & Wield, D. (2000). Genetically modified crops in the European Union: Regulatory conflicts as precautionary opportunities. *Journal of Risk Research* 3(3): 189 – 208.
- Levidow, L., Carr, S. & Wield, D. (1998). Market-stage precaution: managing regulatory disharmonies for transgenic crops in Europe. *AgBiotechNet* 1: 1 – 8.
- Lheureux, K., Libeau-Dulos, M., Nilsagard, H., Rodriguez Cerezo, E., Menrad, K., Menrad, M. & Vorgrimler, D. (2003). Review of GMOs under research and development and in the pipeline in Europe. European Science and Technology Observatory (ESTO). [www.jrc.es/gmoreview.pdf](http://www.jrc.es/gmoreview.pdf) (13. Januar 2005).
- Llewellyn, D.J. & Higgins, T.J.V (2002). Transgenic crop plants with increased tolerance to insect pests. In: Oksman-Caldentey, K.-M. & Barz, W. H. (eds.), *Plant biotechnology and transgenic plants*, Marcel Dekker, New York, pp. 571 – 595.
- Losey, J.E., Rayor, L.S. & Carter, M.E. (1999). Transgenic pollen harms monarch larvae. *Nature* 399: 214.
- Lotter, D.W. (2003). Organic agriculture. *Journal of Sustainable Agriculture* 21(4): 59 – 128.
- Lottmann, J., Heuer, H., Smalla, K. & Berg, G. (1999): Influence of transgenic T4 lysozyme-producing potato plants on potentially beneficial plant-associated bacteria. *FEMS Microbiology Ecology* 29: 365 – 377.
- Lozzia, G.C. (1999). Biodiversity and structure of ground beetle assemblages (Coleoptera Carabidae) in Bt corn and its effects on non-target insects. *Bull. Zool. Agr. Bachic Ser II* 31: 37 – 58.
- Lozzia, G.C., Furlanis, C., Manachini, B. & Rigamonti, I.E. (1998). Effects of Bt corn on *Rhopalosiphum padi* L. (Rhynchota Aphididae) and its predator *Chrysoperla carnea* Stephen (Neuroptera Chrysopidae). *Bull. Zool. Agr. Bachic. Ser II* 30(2): 153 – 164.
- Lukow, T., Dunfield, P. F. & Liesack, W. (2000). Use of the T-RFLP technique to assess spatial and temporal changes in the bacterial community structure within an agricultural soil planted with transgenic and non-transgenic potato plants. *FEMS Microbiology Ecology* 32: 241 – 247.
- Lundgren, J.G. & Wiedenmann, R.N. (2002). Coleopteran-specific Cry3Bb toxin from transgenic corn does not affect the fitness of the non-target species, *Coleomegilla maculata* DeGeer (Coleoptera: Coccinellidae). *Environmental Entomology* 31: 1213 – 1218.



- M**aliga, P. & Graham, I. (2004) Molecular farming and metabolic engineering promise a new generation of high-tech crops. *Current Opinion in Plant Biology* 7(2): 149 – 151.
- Malone**, L.A., Burgess, E.P.J., Stefanovic, D. & Gatehouse, H.S. (2000). Effects of four protease inhibitors on the survival of worker bumblebees, *Bombus terrestris* L. *Apidologie* 31(1): 25 – 38.
- Marvier**, M.A. (2004). Risk assessment of GM crops warrants high rigor and reduced risk tolerance than traditional agrichemicals. In: Breckling, B. & Verhoeven, R. (eds), Risk Hazard Damage – Specification of Criteria to Assess Environmental Impact of Genetically Modified Organisms. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 1: 119 – 129.
- Marvier**, M.A. (2002). Improving risk assessment for nontarget safety of transgenic crops. *Ecological Applications* 12(4): 1119 – 1124.
- Mason**, P., Braun, L., Warwick, S. I., Zhu, B., & Stewart, Jr. C.N. (2003). Transgenic Bt-producing *Brassica napus*: *Plutella xylostella* selection pressure and fitness of weedy relatives. *Environmental Biosafety Research* 2: 263 – 276.
- Matson**, P.A., Parton, W.J., Power, A.G. & Swift, M.J. (1997). Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277: 504 – 509.
- Mayer**, S. & Stirling, A. (2002). Finding a precautionary approach to technological developments – lessons for the evaluation of GM crops. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 15: 57 – 71.
- Mayer**, S. (2001). International regulation and public acceptance of GM trees: demanding a new approach to risk evaluation. In: Strauss, S.H. & Bradshaw, H.D. (eds), Proceedings of the first international symposium on ecological and societal aspects of transgenic plantations. College of Forestry, Oregon State University, pp. 105 – 110.
- McLaughlin**, A. & Mineau, P. (1995). The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture Ecosystems and Environment* 55 :201 – 212.
- Meier**, P. & Wackernagel, W. (2003). Monitoring the spread of recombinant DNA from field plots with transgenic sugar beet plants by PCR and natural transformation of *Pseudomonas stutzeri*. *Transgenic Research* 12: 293 – 304.
- Meier**, M.S. & Hilbeck, A. (2001). Influence of transgenic *Bacillus thuringiensis* corn-fed prey on prey preference of immature *Chrysoperla carnea* (Neuroptera: Chrysopidae). *Basic and Applied Ecology* 2: 35 – 44.
- Motavalli**, P.P., Kremer, R.J., Fang, M. & Means, N.E. (2004). Impact of genetically modified crops and their management on soil microbially mediated plant nutrient transformations. *Journal of Environmental Quality* 33: 816 – 824.
- Murphy**, D.J. (2004). Overview of Application of Plant Biotechnology. In: Christou, P. & Klee, H. (eds.), Handbook of plant biotechnology. John Wiley & Sons Ltd.
- Murphy**, D.J. (2003). Agricultural biotechnology and oil crops: current uncertainties and future potential. *Applied Biotechnology, Food Science and Policy* 1(1): 25 – 38.
- Murphy**, N. & Krimsky, S. (2003). Implicit precaution, scientific inference, and indirect evidence: the basis for the US Environmental Protection Agency's regulation of genetically modified crops. *New Genetics and Society* 22(2): 127 – 143.
- Myhr**, A.I. & Traavik, T. (2003). Genetically modified (GM) crops: precautionary science and conflicts of interests. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 16: 227 – 247.

- N**AS (2002). Environmental Effects of Transgenic Plants: The Scope and Adequacy of Regulation. Committee on Environmental Impacts Associated with Commercialization of Transgenic Plants of the National Research Council, an arm of the National Academy of Science. The National Academy Press.
- Nentwig**, W. (2003). Special Feature: Management of biodiversity in agroecosystems. *Basic and Applied Ecology* 4: 105 – 106.
- Netherwood**, T., Martin-Orue, S.M., O'Donnell, A.G., Gockling, S., Graham, J., Mathers, J.C. & Gilbert, H.J. (2004): Assessing the survival of transgenic plant DNA in the human gastrointestinal tract. *Nature Biotechnology* 22 (2): 204 – 209.
- Nielsen**, K.M. & Townsend, J.P. (2004). Monitoring and modeling horizontal gene transfer. *Nature Biotechnology* 22(9): 1110 – 1114.



## 6. Literatur

- Nielsen, K.M., van Elsas, J.D. & Smalla, K. (2000). Transformation of *Acinetobacter* sp strain BD413(pFG4 Delta nptII) with transgenic plant DNA in soil microcosms and effects of kanamycin on selection of transformants. *Applied and Environmental Microbiology* **66**(3): 1237 – 1242.
- Nielsen, K.M., Bones, A.M., Smalla, K. & van Elsas, J.D. (1998). Horizontal gene transfer from transgenic plants to terrestrial bacteria – a rare event? *FEMS Microbiology Reviews* **22**: 79 – 103.
- Nigh, R., Benbrook, C., Brush, S., Garcia-Barrios, L., Ortega-Paczka, R. & Perales, H.R. (2000). Transgenic crops: A cautionary tale. *Science* **287** (5460): 1927.
- Nurminiemi, M. & Rognli, O.A. (1993). Kulturplanter og risiko for genspreding. Institutt for Bioteknologifag, Norges Landbrukshøgskole.
- O**Obrycki, J.J., Losey, J.E., Taylor, O.R. & Jesse, L.C.H. (2001). Transgenic insecticidal corn: Beyond insecticidal toxicity to ecological complexity. *BioScience* **51**(5): 353 – 361.
- O'Callaghan, M., Glare, T.R., Burgess, E.P.J. & Malone, L. (2005). Effects of Plants Genetically Modified for Insect Resistance on Nontarget Organisms. *Annual Review of Entomology* **50**: 271 – 292.
- Odum, E.P. (1971). *Fundamental Ecology*. Sanders College Publications, Philadelphia.
- Oger, P., Petit, A. & Dessaux, Y. (1997). Transgenic plants producing opines alter their biological environment. *Nature Biotechnology* **15**: 369 – 372.
- Orr, K.R. & 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.
- Orson J. (2002). Gene stacking in herbicide tolerant oilseed rape: lessons from the North American experience. English Nature Research Reports, No. 443. [www.english-nature.org.uk/pubs/publication/PDF/enrr443.pdf](http://www.english-nature.org.uk/pubs/publication/PDF/enrr443.pdf) (10.12. 2004).
- P**Paget, E., Lebrun, M., Freyssinet, G. & Simonet, P. (1998). The fate of recombinant plant DNA in soil. *Eur. J. Soil Biol.* **34**: 81 – 88.
- Palme, C., Schlee, M. & Schumacher, J. (2004). Das neue Recht der Grünen Gentechnik: Europarechtliche Vorgaben und fachliche Praxis. *Zeitschrift für Europäisches Umwelt- und Planungsrecht* **4**: 170 – 183.
- Papa, R. (2003). Maize landraces in Europe: a special case for co-existence. European Commission, Round Table on research results relating to co-existence of GM and non-GM crops [http://europa.eu.int/comm/research/biosociety/pdf/rt\\_papa\\_abstract.pdf](http://europa.eu.int/comm/research/biosociety/pdf/rt_papa_abstract.pdf) (12. Januar 2005).
- Parayil, G. (2003) Mapping technological trajectories of the Green Revolution and the Gene Revolution from modernization to globalization. *Research Policy* **32**(6): 887 – 1148.
- Perry, J.N., Firban, L.G., Champion G.T., Clark, S.J., Heard, M.S., May, M.J., Hawes, C., Squire, G.R., Rothery, P., Wolwod, I.P. & Pidgeon, J.D. (2004). Ban on triazine herbicides likely to reduce but not negate relative benefits of GMHT maize cropping. *Nature* **428**: 313 – 316.
- Perry, J.N., Rothery, P., Clark, S.J., Heard, M.S. & Hawes, C. (2003). Design, analysis and statistical power of the Farm-Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. *Journal of Applied Ecology* **40**: 17 – 31.
- Peterson, R.K.D. & Arntzen, C.J. (2004). On risk and plant based biopharmaceuticals. *Trends in Biotechnology* **22**(2): 64 – 66.
- Picard-Nizou, A.L., Grison, R., Olsen, L., Pioche, C., Arnold, G. & Pham-Delègue, M.H. (1997). Impact of proteins used in plant genetic engineering: Toxicity and behavioral study in the honeybee. *Journal of Economic Entomology* **90**(6): 1710 – 1717.
- Pilcher, C.D., Obrycki, J.J., Rice M.E. & Lewis, L.C. (1997). Preimaginal development, survival and field abundance of insect predators on transgenic *Bacillus thuringiensis* corn. *Environmental Entomology* **26**(2): 446 – 454.
- Pleasants, J.M., Hellmich, R.L., Dively, G.P., Sears, M.K., Stanley-Horn, D.E., Mattila, H.R., Foster, J.E., Clark, T.L. & Jones, G.D. (2001) Corn pollen deposition on milkweeds in and near cornfields. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* **98**: 11913–11918
- Poppy, G.M. (2004). Gene flow from GM plants – towards quantitative risk assessment. *Trends in Biotechnology* **22**(9): 436 – 438.
- Poppy, G.M. (2000). GM crops: environmental risks and non-target effects. *Trends in Plant Science* **5**(1): 4 – 6.
- Poppy, G.M. & Sutherland, J.P. (2004). Can biological control benefit from GM? Tritrophic interactions on insect-resistant transgenic plants. *Physiological Entomology* **29**: 257 – 268.



Prütz, G., Brink, A. & Dettner, K. (2004). Transgenic insect-resistant corn affects the fourth trophic level: effects of *Bacillus thuringiensis*-corn on the facultative hyperparasitoid *Tetrastichus howardi*. *Naturwissenschaften* 91(9): 451 – 454.

Quist, D. & Chapela, I.H. (2001). Transgenic DNA introgressed into traditional maize landraces in Oaxaca, Mexico. *Nature* 414: 541 – 543.

**R**amachandran, S., Buntin, G.D., All, J.N., Raymer, P.L. & Stewart, C.N. (2000). Intraspecific competition of an insect-resistant transgenic canola in seed mixtures. *Agronomy Journal* 92(2): 368 – 374.

Raybould, A.F. & Gray, A.J. (1993). Genetically modified crops and hybridization with wild relatives: a UK perspective. *Journal of Applied Ecology* 30: 199 – 219.

Ritsema, T. & Smeeckens, S.C.M. (2003). Engineering fructan metabolism in plants. *Journal of Plant Physiology* 160: 811 – 820.

Robinson, R.A. & Sutherland, W.J. (2002) Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* 39: 157 – 176.

Roller, G. (2004). Umfang, Erweiterung und Einschränkung von Genehmigungen zum Inverkehrbringen entsprechend dem Stand der Wissenschaft. In: Breckling, B., Brand, V., Winter, G., Fishan, A. & Pagh, P. (Hrsg.), Fortschreibung des Konzeptes zur Bewertung von Risiken bei Freisetzung und dem Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Organismen. Umweltbundesamt Berichte 3/04, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 301 – 317.

Romeis, J., Dutton, A. & Bigler, F. (2004). *Bacillus thuringiensis* toxin (Cry1Ab) has no direct effect on larvae of the green lacewing *Chrysoperla carnea* (Stephens) (Neuroptera: Chrysopidae). *Journal of Insect Physiology* 50: 175 – 183.

Romeis, J., Babendreier, D. & Wäckers, F.L. (2003). Consumption of snowdrop lectin (*Galanthus nivalis* agglutinin) causes direct effects on adult parasitic wasps. *Oecologia* 13: 528 – 536.

Roy, D.B., Bohan, D.A., Houghton, A.J., Hill, M.O., Osborne, J.L., Clark, S.J., Perry, J.N., Rothery, P., Scott, R.J., Brooks, D.R., Champion, G.T., Hawes, C., Heard, M.S. & Firbank, L.G. (2003). Invertebrates and vegetation of field margins adjacent to crops subject to contrasting herbicide regimes in the Farm Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. *Philosophical Transactions of The Royal Society London Series B* 358: 1879 – 1898.

**S**ae glitz, C. & Bartsch, D. (2003). Regulatory and associated political issues with respect to Bt transgenic maize in the European union. *Journal of Invertebrate Pathology* 83: 107 – 109.

Sala, F., Rigano, M.M., Barbante, A., Basso, B., Walmsley, A.M. & Castiglione, S. (2003). Vaccine Production in transgenic plants: strategies, gene constructs and perspectives. *Vaccine* 21: 803 – 808.

Sander mann, H. (2004). Molecular ecotoxicology of plants. *Trends in Plant Science* 9(8): 406 – 413.

Sandin, P. (1999). Dimensions of the precautionary principle. *Human and Ecological Risk Assessment* 5: 899 – 907.

Sanvido, O., Bigler, F., Widmer, F. & Winzeler, M. (2003a). Umweltmonitoring gentechnisch veränderter Pflanzen in der Schweiz: Erarbeitung konzeptioneller Grundlagen. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. [www.rechenholz.ch/doc/de/publ/diverse/monitoringgentechn.pdf](http://www.rechenholz.ch/doc/de/publ/diverse/monitoringgentechn.pdf) (23. November 2004).

Sanvido, O., Bigler, F., Widmer, F. & Winzeler M. (2003b). Ökologische Risiken von gentechnisch veränderten Pflanzen: Schwerpunkte künftiger Forschung. .Projektbericht. [www.rechenholz.ch/doc/de/publ/diverse/konz\\_risikoforsch.pdf](http://www.rechenholz.ch/doc/de/publ/diverse/konz_risikoforsch.pdf) (7. Januar 2005).

Sarewitz, D. (2004). How science makes environmental controversies worse. *Environmental Science and Policy* 7: 385 – 403.

Saxena, D. & Stotzky, G. (2001). *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(9): 1225 – 1230.

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(1): 35 – 39.

Saxena, D., Stewart, C.N., Altosaar, I., Shu, Q. & Stotzky, G. (2004) Larvicidal Cry proteins from *Bacillus thuringiensis* are released in root exudates of transgenic *B. thuringiensis* corn, potato and rice but not of *B. thuringiensis* canola, cotton and tobacco. *Plant Physiology and Biochemistry* 42: 383 – 387.



- Saxena, D., Flores, S. & Stotzky, G. (2002). Bt toxin is released in root exudates from 12 transgenic corn hybrids representing three transformation events. *Soil Biology and Biochemistry* 34: 133 – 137.
- Saxena, D., Flores, S. & Stotzky, G. (1999). Insecticidal toxin in root exudates from Bt corn. *Nature* 402: 480.
- Scheringer, M. (1999). Persistenz und Reichweite von Umweltchemikalien. Wiley-VCH, Weinheim.
- Schoelz, J.E. & Wintermantel, W.M. (1993). Expansion of viral host range through complementation and recombination in transgenic plants. *The Plant Cell* 5: 1669 – 1679.
- Schomberg, R. von (2004). Die normativen Dimensionen des Vorsorgeprinzips. Sauter, A., Hennen, L. (Hg.) (2004). Risiko – Diskurse und Lösungsansätze. Die Weiterentwicklung des gesundheitlichen Verbraucherschutzes als ressortübergreifende Aufgabe. Berlin (im Erscheinen).
- Schuler, T.H., Poppy, G.M., Kerry, B.R. & Denholm, I. (1999). Potential side effects of insect-resistant transgenic plants on arthropod natural enemies. *Trends in Biotechnology* 17: 210 – 216.
- Schütte, G. (2003). Herbicide resistance: promises and prospects of biodiversity for European agriculture. *Agriculture and Human Values* 20: 217 – 230.
- Sears, M.K., Hellmich, R.L., Stanley-Horn, D.E., Oberhauser, K.S., Pleasants, J.M., Mattila, H.R., Siegfried, B.D. & Dively, G.P. (2001) Impact of Bt corn pollen on monarch butterfly populations: a risk assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 98: 11937–11942.
- Siciliano, S.D. & Germida, J.J. (1999). Taxonomic diversity of bacteria associated with the roots of field-grown transgenic Brassica napus cv. Quest, compared to non-transgenic B. napus Excel and B. napa cv. Parkland. *FEMS Microbiology Ecology* 29: 263 – 272.
- Sneller, C.H. (2003). Impact of Transgenic Genotypes and Subdivision on Diversity Within Elite North American Soybean Germplasm. *Crop Science* 43(1): 409 – 414.
- Snow, A.A., Andow, D.A., Gepts, P., Hallerman, E.M., Power, A., Tiedje, J.M. & Wolfenbarger, L.L. (2004). Genetically engineered organisms and the environment: Current status and recommendations. *Ecological Applications* (in press).
- Snow, A.A., Pilson, D., Rieseberg, L.H., Paulsen, M.J., Pleskac, N., Reagon, M.R., Wolfe, D.E. & Selbo, S.M. (2003). A Bt transgene reduces herbivory and enhances fecundity in wild sunflowers. *Ecological Applications* 13(2): 279 – 286.
- Snow, A.A., Anderson, B. & Jorgensen, R.B. (1999). Costs of transgenic herbicide resistance introgressed from Brassica napus into weedy Brassica rapa. *Molecular Ecology* 8: 605 – 615.
- Squire, G.R., Brooks, D.R., Bohan, D.A., Champion, G.T., Daniels, R.E., Haughton, A.J., Hawes, C., Heard, M.S., Hill, M.O., May, M.J., Osborne, J.L., Perry, J.N., Roy, D.B., Woiwod, I.P. & Firbank, L.G. (2003). On the rationale and interpretation of the Farm Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. *Philosophical Transactions of The Royal Society London Series B* 358: 1779 – 1799.
- SRU (2004a). Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Umweltgutachten 2004 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Deutscher Bundestag, Drucksache 15/3600.
- SRU (2004b): Koexistenz sichern: Zur Novellierung des Gentechnikgesetzes. [www.umweltrat.de/03stellung/download03/komment/kom\\_nr4.pdf](http://www.umweltrat.de/03stellung/download03/komment/kom_nr4.pdf) (10. Dezember 2004).
- Stanley-Horn, D.E., Dively, G.P., Hellmich, R.L., Mattila, H.R., Sears, M.K., Rose, R., Jesse, L.C., Losey, J.E., Obrycki, J.J. & Lewis, L. (2001). Assessing the impact of Cry1Ab-expressing corn pollen on monarch butterfly larvae in field studies. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 98: 11931 – 11936
- Stewart, C.N., All, J.N., Raymer, P.L. & Ramachandran, S. (1997). Increased fitness of transgenic insecticidal rape-seed under insect selection pressure. *Molecular Ecology* 6: 773 – 779.
- Stewart, C.N., Halfhill, M.D. & Warwick, S.I. (2003). Transgene introgression from genetically modified crops to their wild relatives. *Nature Reviews Genetics* 4(10): 806 – 817.
- Stirling, A. & Gee, D. (2002). Science, precaution and practice. *Public Health Reports* 117: 521 – 533.
- Stirling, A. (1999). On science and precaution in the management of technological risk. Volume 1. Report of the European Science and Technology Observatory. <ftp://ftp.jrc.es/pub/EURdoc/eur19056en.pdf> (11. November 2004).
- Stotzky, G. (2000). Persistence and biological activity in soil of insecticidal proteins from Bacillus thuringiensis and of bacterial DNA bound on clays and humic acids. *Journal of Environmental Quality* 29: 691 – 705.
- Sukopp, U. (2004). Der naturwissenschaftliche Umgang mit Wissenslücken bei der Risikoanalyse ökologischer Folgen der Freisetzung und des Inverkehrbringens von GVO. In: Breckling, B., Brand, V., Winter, G., Fishan, A. & Pagh, P. (Hrsg.), Fortschreibung des Konzeptes zur Bewertung von Risiken bei Freisetzungen und dem Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Organismen. Umweltbundesamt Berichte 3/04, Erich Schmidt Verlag, Berlin, S. 84 – 115.





Sweet, J.B., Norris, C.E., Simpson, E. & Thomas, J. E. (1999). Assessing the impact and consequences of the release and commercialization of genetically modified crops. In: Gene flow and agriculture. Relevance for transgenic crops. BCPC Symposium Proceedings 72, pp. 241 – 246.

Swift, M.J., Izac, A.-M.N. & van Noordwijk, M. (2004). Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes: Are we asking the right questions? *Agriculture Ecosystems and Environment* 104: 113 – 134.

**T**app, H. & Stotzky, G. (1998). Persistence of the insecticidal toxin from Bt subsp. *kurstaki* in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 30(4): 471 – 476.

Tappeser, B., Hermann, A. & Brauner, R. (2003). Gutachterliche Stellungnahme zu den Vorstellungen der EU-Kommission zu Fragen der Koexistenz gentechnisch veränderter, konventioneller und ökologischer Kulturen. Gutachten und Positionspapier im Auftrag des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Ernährung. [www.oeko.de/oekodoc/91/2003-004-de.pdf](http://www.oeko.de/oekodoc/91/2003-004-de.pdf) (10. Januar 2005).

Tepfer, M. (2002). Risk assessment of virus-resistant transgenic plants. *Annual Review of Phytopathology* 40: 467 – 491.

Tepfer, D., Garcia-Gonzales, R., Mansouri, H., Serguga, M., Message, B., Leach, F., & Curkovic Perica, M. (2003). Homology-dependent DNA transfer from plants to a soil bacterium under laboratory conditions: implications in evolution and horizontal gene transfer. *Transgenic Research* 12(4): 425 – 437.

Tenhaken, R. (2002). Transgenic plants with enhanced tolerance against microbial pathogens. In: Oksman-Caldentey, K.-M. & Barz, W. H. (eds.), *Plant biotechnology and transgenic plants*, Marcel Dekker, New York, pp. 549 – 569.

Thelen, J.J. & Ohlrogge, J.B. (2002). Metabolic engineering of fatty acid biosynthesis in plants. *Metabolic Engineering* 4: 12 – 21.

Tickner, J.A. & Geiser, K. (2004). The precautionary principle stimulus for solutions- and alternatives-based environmental policy. *Environmental Impact Assessment Review* 24: 801 – 824.

Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., Antonio, C.D., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D. & Swackhamer, D. (2001). Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292: 281 – 284.

Tomov, B.W. & Bernal J.S. (2003). Effects of GNA transgenic sugarcane on life history parameters of *Paralorhogas pyralophagus* (Marsh) (Hymenoptera: Braconidae), a parasitoid of Mexican rice borer. *Journal of Economic Entomology* 96(3): 570 – 576.

Traxler, A., Heissenberger, A., Frank, G., Lethmayer, C. & Gaugitsch, H. (2000). Ökologisches Monitoring von gentechnisch veränderten Organismen. Monographien Band 126, Umweltbundesamt Wien.

Turrini, A., Sbrana, C., Nuti M.P., Pietrangeli, B. & Giovannetti M. (2005). Development of a model system to assess the impact of genetically modified corn and aubergine on arbuscular mycorrhizal fungi. *Plant Soil* 266: 69 – 75.

**U**BA (2003). Monitoring von gentechnisch veränderten Pflanzen: Instrument einer vorsorgenden Umweltpolitik. UBA-Texte 23/03, Umweltbundesamt, Berlin.

UCS (2003). Pharm and Industrial Crops. The next wave of agricultural biotechnology. Union of Concerned Scientists. [www.ucsus.org/documents/PHARMCropsUCS403.pdf](http://www.ucsus.org/documents/PHARMCropsUCS403.pdf) (13. Januar 2005).



- Vacher, C., Weis A.E., Hermann D., Kossler T., Young C. & Hochberg M.E. (2004). Impact of ecological factors on the initial invasion of Bt transgenes into wild populations. *Theoretical and Applied Genetics* 109: 806 – 14.
- Varrelmann, M., Palkovics, L. & Maiss, E. (2000). Transgenic or plant expression vector-mediated recombination of Plum pox virus *Journal of Virology* 74: 7462 – 7469.
- Vierheilig, H., Alt, M., Lange, J., Gut-Rella, M., Wiemken, A., Boller, T. (1995). Colonization of transgenic tobacco constitutively expressing pathogenesis-related proteins by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae*. *Applied and Environmental Microbiology* 61(8): 3031 – 3034.
- Villiger, M. (1999). Effekte transgenr insektenresistenter Bt-Kulturpflanzen auf Nichtzielorganismen am Beispiel der Schmetterlinge. WWF Schweiz, Zürich.  
[www.fibl.net/forschung/gentechnik/pdf/wwf-studie.pdf](http://www.fibl.net/forschung/gentechnik/pdf/wwf-studie.pdf) (10. Dezember 2004).
- Vogel, B. (2004). Das blaue vom Himmel. *Gen-ethischer-Informationsdienst* 165: 47 – 50.
- Vogel, B. (2002). Handlungskriterien beim Monitoring von gentechnisch veränderten Pflanzen. In: Raubuch, M. (Hrsg.), Ökologische und ökosystemanalytische Ansätze für das Monitoring von gentechnisch veränderten Organismen. UBA-Texte 02/44, Umweltbundesamt, Berlin.
- Vogel, B. & Potthof, C. (2004). Verschobene Marktreife. Materialien zur zweiten und dritten Generation transgener Pflanzen. Gen-ethisches Netzwerk, Berlin.  
[www.gen-ethisches-netzwerk.de/gen/html/aktuell/dokus/Verschobene\\_Marktreife.pdf](http://www.gen-ethisches-netzwerk.de/gen/html/aktuell/dokus/Verschobene_Marktreife.pdf) (14. Dezember 2004)
- Vogel, B. & Jans, B. (2001). Gentechnik und Naturschutz. Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz Nr. 23, Pro Natura, Basel.
- Vogel, B. & Tappeser, B. (2000). Der Einfluss von Risikodiskussion und Risikoforschung auf die Genehmigungsverfahren zum Inverkehrbringen transgener Pflanzen. Gutachten für das Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag. Öko-Institut e.V., Freiburg. [www.oeko.de/oekodoc/19/2000-001-de.pdf](http://www.oeko.de/oekodoc/19/2000-001-de.pdf) (10.12.2004).
- Walter, C. (2004). Genetic engineering in conifer forestry: technical and social considerations. *In Vitro Cellular and Development Biology – Plant* 40(5): 434 – 441.
- Warwick, S.I., Simard, M.J., Legre, A., Beckie, H.J., Braun, L., Zhu, B., Mason, P., Seguin-Swartz, G., Stewart, C. N. Jr. (2003). Hybridization between transgenic *Brassica napus* L. and its wild relatives: *Brassica rapa* L., *Raphanus raphanistrum* L., *Sinapis arvensis* L., and *Erucastrum gallicum* (Willd.) O. E. Schulz. *Theoretical and Applied Genetics* 107(3): 528 – 539.
- Watkinson, A.R., Freckleton, R.P., Robinson, R.A., & Sutherland, W.J. (2000) Predictions of biodiversity response to genetically modified herbicide-tolerant crops. *Science* 289: 1554 – 1557.
- WBGU (1999). Erhaltung und nachhaltige Nutzung der Biosphäre. Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen. Jahresgutachten 1999, Springer, Berlin.
- Weinberg, A. (1972). Science and transscience. *Minerva* 10: 209 – 222.
- Westrich, P., Schwenninger, H.R., Dathe, H.H., Riemann, H., Saure, C., Voith, J. & Weber, K. (1998). Rote Liste der Bienen (Hymenoptera: Apidae). *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* 55: 119 – 129.
- Wilkinson, M.J. (2004). Abandoning ‚responsive‘ GM risk assessment. *Trends in Biotechnology* 22(9): 438 – 439.
- Wilkinson, M.J., Sweet, J. & Poppy, G.M. (2003). Risk assessment of GM plants: avoiding gridlock? *Trends in Plant Science* 8(5): 208 – 212.
- Wintermantel, W.M. & Schoelz, J.E. (1996). Isolation of recombinant viruses between cauliflower mosaic virus and a viral gene in transgenic plants under conditions of moderate selection pressure. *Virology* 223: 156 – 164.
- Wold, S., Burkness, E., Hutchinson, W. & Vennette, R. (2001). In-field monitoring of beneficial insect populations in transgenic corn expressing a *Bacillus thuringiensis* toxin. *Journal of Entomological Science* 35: 177 – 187.
- Wolfenbarger, L.L. & Gonzales-Espinosa, M. (2004). Maize and biodiversity – assessment of effects on natural ecosystem. North American Commission for Environmental Cooperation, Montréal.  
[www.ccc.org/files/PDF/Maize-Biodiversity-Chapter4\\_en.pdf](http://www.ccc.org/files/PDF/Maize-Biodiversity-Chapter4_en.pdf) (13. Januar 2005).
- Wolfenbarger, L.L. & Phifer, P.R. (2000). The ecological risks and benefits of genetically engineered plants. *Science* 290: 2088 – 2093.



**Y**an F., Bengtsson M., Anderson P., Ansebo L., Xu C. & Witzgall P. (2004). Antennal response of cotton bollworm (*Heliocoverpa armigera*) to volatiles in transgenic Bt cotton. *Journal of Applied Entomology* 128(5): 354 – 357.

**Z**angerl, A.R., McKenna, D., Wraight, C.L., Carroll, M., Ficarello, P., Warner, R. & Berenbaum MR (2001) Effects of exposure to event 176 *Bacillus thuringiensis* corn pollen on monarch and black swallowtail caterpillars under field conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 98: 11908 – 11912.

Züghart, W., Breckling, B. Misskamp, R., Hildebrandt, J., Schönthaler, K., Balla, S., Brauner, R., Vogel, B., Tappeser, B., Wicke, G., Harms, C. & Verhoeven, R. (2003). Konzeptionelle Entwicklung eines Monitoring von Umweltwirkungen transgener Kulturpflanzen. UBA Texte 50/2003, Umweltbundesamt Berlin.

Zwahlen, C., Hilbeck, A., Gugerli P. & Nentwig, W. (2003a). Degradation of the Cry1Ab protein within transgenic *Bacillus thuringiensis* corn tissue in the field. *Molecular Ecology* 12: 765 – 775.

Zwahlen, C., Hilbeck, A., Howald, R. & Nentwig, W. (2003b): Effects of transgenic Bt corn litter on the earthworm *Lumbricus terrestris*. *Molecular Ecology* 12: 1077 – 1086.

Zwahlen, C., Nentwig, W., Bigler, F. & Hilbeck, A. (2000). Tritrophic interactions of transgenic *Bacillus thuringiensis* corn, *Anaphothrips obscurus* (Thysanoptera: Thripidae), and the predator *Orius majusculus* (Heteroptera: Anthocoridae). *Environmental Entomology* 29(4): 846 – 850.



## Glossar

**Antibiotikaresistenzgen:** Gen, das eine Widerstandsfähigkeit gegen Antibiotika vermittelt.

**Auskreuzung:** Vererbung einer bestimmten Eigenschaft aus einer Individuengemeinschaft (*Population*, Kulturpflanzensorte) in eine andere.

**Biodiversität:** Biodiversität heißt soviel wie *biologische Vielfalt* und umfasst die Artenvielfalt, den genetischen Reichtum der Arten aber auch die Fülle an verschiedenen Lebensräumen.

**Biozönose:** Die Biozönose ist der lebende Teil eines *Biotops*. Eine Lebensgemeinschaft aus Pflanzen und Tieren, die sich infolge ähnlicher Umweltansprüche und Abhängigkeiten in einem bestimmten Lebensraum (*Biotop*) aufhält und vermehrt.

**Bt-Toxin:** Protein, das vom Bodenbakterium *Bacillus thuringiensis* (Bt) gebildet wird und giftig auf bestimmte Insekten wirkt.

**DNA:** Desoxyribonukleinsäure; Molekül, das die Erbinformationen speichert.

**Fitness:** Konkurrenzstärke von Organismen.

**Fungizid:** Mittel zur Bekämpfung von Schadpilzen.

**Genetische Diversität:** genetische Variabilität in *Populationen* oder *Arten*.

**Genexpression:** Biosynthese eines Genprodukts; Umsetzung der genetischen Information in Proteine.

**Genfluss:** Die Übertragung von Genen durch Pollen, Samen und Pflanzen von einer Population auf eine andere.

**Genkonstrukt:** Einheit, die das genetische Material enthält, das für die Übertragung bzw. die Ausprägung (Expression) des Zielgens notwendig ist.

**Genotyp:** genetische Ausstattung einer einzelnen Zelle oder eines Organismus (im Gegensatz zum *Phänotyp*).

**Genpool:** Gesamtheit der Erbanlagen aller Individuen einer *Population*.

**Glucanase:** Proteine, die Glukane abbauen.

**Glukane:** Glukane sind wichtige Stützsubstanzen, die in den Zellwänden von Pflanzen und Pilzen vorkommen.

**Herbizid:** Unkrautvernichtungsmittel; chemisches Mittel, das giftig auf bestimmte Pflanzen wirkt.

**Honigtau:** zuckerhaltiger Kot bestimmter Insekten

**Horizontaler Gentransfer:** Übertragung von Erbgut von einem Organismus auf einen anderen Organismus, der nicht sein Nachkomme ist.

**Hybrid:** Individuum, das durch Kreuzung zweier genetisch weit entfernter Elternorganismen entstanden ist.

**Hyperparasit:** *Parasit*, der einen anderen Parasiten befällt.

**Introgression:** Die natürliche Verbreitung von Genen einer Art in einer anderen Art mittels Hybridisierung gefolgt von wiederholten Rückkreuzungen auf den Elternteil.



**Kompetenz:** Zustand eines Bakteriums, während dem es *DNA* aufnehmen kann.

**Lektine:** zuckerbindende Proteine. Bestimmte Lektine können giftig auf Insekten wirken.

**Mikroorganismen:** Sammelbegriff für Kleinstlebewesen wie Bakterien, Pilze oder Protozoen.

**Parasiten:** Insekten (und auch andere Tiere), die auf Kosten eines anderen Lebewesens, ihres Wirts, leben.

**Pathogen:** Bakterien oder Viren, die die Fähigkeit besitzen, Krankheiten zu verursachen.

**Pestizid:** Schädlingsbekämpfungsmittel.

**Phänotyp:** Bezeichnung für alle inneren und äußeren Merkmale eines Lebewesens, die sich aus dem Zusammenwirken von Genotyp (Erbeinflüssen) und Umwelteinflüssen ergeben.

**Pleiotrope Effekte:** Von pleiotropen Effekten spricht man dann, wenn ein Gen mehrere Merkmale beeinflusst, die in keiner Beziehung zueinander stehen. Beispiel: wird ein fremdes Gen in das Erbgut einer Pflanze eingeführt, so kann unter Umständen nicht nur das gewünschte neue Merkmal ausgeprägt, sondern auch andere Eigenschaften können beeinflusst oder verändert werden.

**Population:** Alle Individuen einer Art innerhalb eines bestimmten Raums bilden eine Fortpflanzungsgemeinschaft – eine so genannte Population. In einer Population besteht ständiger Austausch des Erbguts.

**Positionseffekte:** Werden fremde Gene in das Erbgut von Organismen eingebracht, so kann der Ort der Integration nicht bestimmt werden. Von Positionseffekten spricht man, wenn durch das ungezielte Einbringen der neuen Gene die Funktion anderer Gene gestört wird.

**Prädatoren:** Bezeichnung für Tiere, die andere Tiere töten und sich von ihnen oder von ihren Teilen ernähren.

**Proteasen:** Proteine, die andere Proteine zerschneiden können.

**Proteaseinhibitoren:** Proteine, die die Aktivität von Proteasen hemmen.

**Protozoen:** einzellige Organismen mit Zellkern. Protozoen ernähren sich von Bakterien oder anderen Mikroorganismen.

**Rekombination:** Vorgang, durch den DNA-Moleküle geteilt und die Teilstücke in einer neuen Kombination wieder verbunden werden.

**Somaklonale Variation:** Veränderungen von Eigenschaften, die bei in vitro-Kulturen von Zellen, Kalli oder Organen auftreten.

**Transgen:** Gen, das mit gentechnischen Verfahren in das Erbgut eines Organismus übertragen worden ist.

**Transgene Pflanze:** gentechnisch veränderte Pflanze, in deren Erbgut ein oder mehrere Gene eingeführt wurden.

**Tritrophische Interaktionen:** Wechselbeziehungen in der Nahrungskette, an denen drei verschiedene Organismen beteiligt sind. Ein Beispiel für eine tritrophische Interaktion sind die Wechselbeziehungen zwischen Kartoffel, Blattlaus (frisst Kartoffel) und Marienkäfer (frisst Blattlaus).

**Vertikaler Gentransfer:** Gentransfer auf Nachkommen. Zum Beispiel: Kreuzen sich zwei Pflanzen auf sexuellem Weg und geben dabei ihre Gene an die folgenden Generationen weiter, ist dieser Vorgang ein vertikaler Gentransfer, üblicherweise als Kreuzung bezeichnet.

**Virale Rekombination:** Bildung neuer Viren durch Kombination von Erbmaterial verschiedener Viren.



A series of horizontal dotted lines for writing notes, spanning the width of the page.

# NABU MISSION

Der NABU möchte Menschen dafür begeistern, sich durch gemeinschaftliches Handeln für die Natur einzusetzen.

Wir wollen, dass auch kommende Generationen eine Erde vorfinden, die lebenswert ist, die über eine große Vielfalt an Lebensräumen und Arten sowie über gute Luft, sauberes Wasser, gesunde Böden und ein Höchstmaß an endlichen Ressourcen verfügt.

## **Die Ziele des NABU...**

### Kernthemen

- Erhalt der Lebensraum- und Artenvielfalt
- Nachhaltigkeit der Land-, Wald- und Wasserwirtschaft
- Stärkung des Stellenwertes des Naturschutzes in der Gesellschaft

### Schwellenthemen

- Klimaschutz: 40% weniger CO<sub>2</sub>-Emission bis 2020
- Nachhaltige Infrastruktur, Siedlungs- und Verkehrsentwicklung
- Erhalt der Lebensraum- und Artenvielfalt im internationalen Bereich
- Tierschutz (wildlebender Arten)
- Schutz der Gesundheit des Verbrauchers

### Andere Themen

- Nachhaltigkeit im Globalisierungsprozess
- Abfallvermeidung und Abwasserreduktion
- Durchsetzung einer nachhaltigen Wirtschafts- und Lebensweise



## **Agro-Gentechnik & Naturschutz**

Der Schutz der biologischen Vielfalt ist eines der zentralen Anliegen des Naturschutzes. Während die Agrochemiekonzerne mit ihren neuen Sorten auf den europäischen Markt drängen, herrscht gleichzeitig Unsicherheit darüber, welche Folgen der großflächige Anbau transgener Pflanzen für die biologische Vielfalt haben wird.

Mit dem neuen Gentechnikgesetz vom Februar 2005 wurden die Weichen für einen kommerziellen Anbau von gentechnisch veränderten Pflanzen in Deutschland gestellt. GVO dürfen auch in NATURA 2000-Gebieten angebaut werden. Damit werden neue, weitreichende Konsequenzen für die Landwirtschaft und den Naturschutz in Deutschland verbunden sein.

Ziel dieser Studie ist es, die Auswirkungen eines großflächigen Anbaus transgener Pflanzen auf die biologische Vielfalt darzustellen. Dazu wird der aktuelle Wissensstand wiedergegeben, bestehende Unsicherheiten aufgezeigt und die möglichen Folgen für den Naturschutz benannt. Können Naturschutzgebiete vor negativen Einflüssen transgener Pflanzen geschützt werden? Und wer entscheidet in der EU und in Deutschland darüber, auf welche Art und Weise das Vorsorgeprinzip umgesetzt wird?