

Augsburg, im September 2016

Externe Effekte in der Landwirtschaft am Beispiel von Antibiotikaresistenzen und Nitrat-/Stickstoffbelastung

Dr. Tobias Gaugler und M.Sc. Paulina Simkin

unter Mitarbeit von

Amelie Michalke und Isabell Perzl

Da es sich beim vorliegenden Beitrag um ein noch unveröffentlichtes Working Paper handelt, ist eine Vor-Veröffentlichung als Ganzes nicht gestattet. Werden Teile wörtlich oder sinngemäß zitiert, bitte mit der folgenden Referenz:

Gaugler, Tobias und Simkin, Paulina: Externe Effekte in der Landwirtschaft am Beispiel von Antibiotikaresistenzen und Nitrat-/Stickstoffbelastung. Working Paper, Universität Augsburg, 2016.

Inhaltsverzeichnis

I. Kontext	2
II. Risiken von Antibiotikaresistenzen aus der Landwirtschaft.....	3
III. Monetarisierung der Auswirkungen von überschüssigem reaktivem Stickstoff im Agrarsektor	10
Literaturverzeichnis.....	17
Anhang	23

Externe Effekte in der Landwirtschaft am Beispiel von Antibiotikaresistenzen und Nitrat-/Stickstoffbelastung

I. Kontext

Die Preise, die Verbraucher für Lebensmittel bezahlen, spiegeln deren wahre Kosten häufig nur unzureichend wider. Denn viele, insbesondere soziale, gesundheitliche und ökologische (Folge-)Kosten der Nahrungsmittelproduktion sind in den aktuellen (Markt-)Preisen nur unzureichend oder oftmals gar nicht enthalten. Wenn Folgekosten jedoch nicht verursacher-gerecht Eingang in den Preis eines Lebensmittels finden, wird dieses Produkt fälschlich zu einem zu niedrigen Preis angeboten und – in der Folge – in zu großer Menge verkauft. Aus ökonomischer Perspektive wird die Vernachlässigung dieser sogenannten „externen Effekte“ als Marktversagen bezeichnet, das es mittels (wirtschafts-)politischer Maßnahmen zu korrigieren gilt. Vor diesem Hintergrund stellt sich zum einen die Frage, welche externen Effekte aus der Landwirtschaft resultieren. Zum anderen ist von Interesse, ob sich unterschiedliche Lebensmittelkategorien durch besonders hohe bzw. niedrige externe Effekte voneinander unterscheiden lassen. Im Rahmen der seitens der interdisziplinären Arbeitsgruppe „Märkte für Menschen“ an der Universität Augsburg erstellten Studie wurden als die ersten beiden Bausteine mögliche Folgen der aus der Landwirtschaft resultierenden Antibiotikaresistenzen (Abschnitt II) und die Folgekosten der hohen Nitrat-/Stickstoffbelastung (Abschnitt III) untersucht. Diese werden – neben weiteren landwirtschaftsinduzierten Faktoren, wie (globalen) Boden- und Regenwaldverlusten, CO₂-Emissionen, Gesundheitsauswirkungen, Frischwasser- und Biodiversitätsverlusten – als Haupttreiber externer Effekte angesehen.

II. Risiken von Antibiotikaresistenzen aus der Landwirtschaft

1. Antibiotikaresistenzen

Antibiotika zählen zu den am häufigsten verwendeten und bedeutendsten Medikamenten weltweit. Dabei handelt es sich um eine Gruppe von Arzneimitteln zur Behandlung bakterieller Infektionen. Eine Anwendung bei viralen Erkrankungen zeigt keine Wirkung (Benner 1997). Nach Germap (2012) werden in Deutschland im humanmedizinischen Bereich 700 bis 800 Tonnen Antibiotika pro Jahr verschrieben. Im Jahr 2011 wurden in der Veterinärmedizin etwa 1.700 Tonnen der antimikrobiellen Medikamente eingesetzt (BVL 2014). Diese Menge sank bis 2015 um über 50 Prozent auf 837 Tonnen, wobei in diesem Zeitraum der Verbrauch der – von der WHO als „Wirkstoffe mit höchster Priorität“ (WHO 2012, S. 26) eingestuft – Reserveantibiotika Fluorchinolone und Cephalosporine der 3. und 4. Generation anstieg (BVL 2016). Der Antibiotikaeinsatz bei Nutztieren unterliegt jedoch gesetzlichen Vorschriften. Der Einsatz als Leistungsförderer ist in der Europäischen Union seit 2006 gesetzlich verboten. Zudem ist der prophylaktische Einsatz in Deutschland untersagt, die Metaphylaxe jedoch erlaubt. Darunter wird die Behandlung ganzer Herden aufgrund von Erkrankungen einzelner Tiere verstanden (BUND 2012).

Mit Antibiotikaresistenz beschreibt man die versagende Wirkung eines Antibiotikums bei der Behandlung einer bakteriellen Infektion. Es wird zwischen Primär- und Sekundärresistenz unterschieden. Primärresistent sind die Bakterien, welche von Natur aus auf bestimmte Antibiotikabehandlungen nicht reagieren. Von sekundärer bzw. erworbener Resistenz spricht man, wenn das Bakterium durch Mutation oder den Erwerb von Resistenzgenen eine Änderung des Erbguts vollzogen hat (BMG 2011). Als Quellen von Antibiotikaresistenzen sind sowohl die Human- als auch die Veterinärmedizin zu nennen. Ursachen sind Hygienemängel in Einrichtungen des Gesundheitswesens oder im Stall, eine falsche Anwendung des Antibiotikums, beispielsweise bei Viruserkrankungen oder eine unzureichende Einnahme des Medikaments, etwa durch zu kurze Dauer oder zu geringe Dosierung (Hübner 2016).

2. Livestock-assoziierte Methycillin-resistente Stapylococcus aureus (LA-MRSA)

Wenngleich viele Antibiotika sowohl im human- als auch im veterinärmedizinischen Bereich zum Einsatz kommen und weitere Zoonosen bekannt sind, standen LA-MRSA (Livestock-assoziierte Methycillin-resistente Staphylococcus aureus) im Mittelpunkt der Untersuchung. LA-MRSA stellen ein antibiotikaresistentes Bakterium dar, welches primär vom Nutztier auf den Menschen übertragen wird. Andere MRSA-Typen, welche ebenfalls mit Antibiotikaresistenzen in Zusammenhang gebracht werden, weisen diese zoonotische Eigenschaft nicht auf. LA-MRSA-Fälle treten vor allem in Regionen mit hoher Viehbesatzdichte auf. Die Wahrscheinlichkeit einer Infektion ist in diesen Gegenden achtmal höher als dort, wo keine signifikant höheren Nutztierzahlen zu verzeichnen sind (Görge et al. 2015). Im Zeitverlauf haben sich LA-MRSA in Deutschland zunehmend ausgebreitet, was in Abbildung II-1 graphisch dargestellt ist.

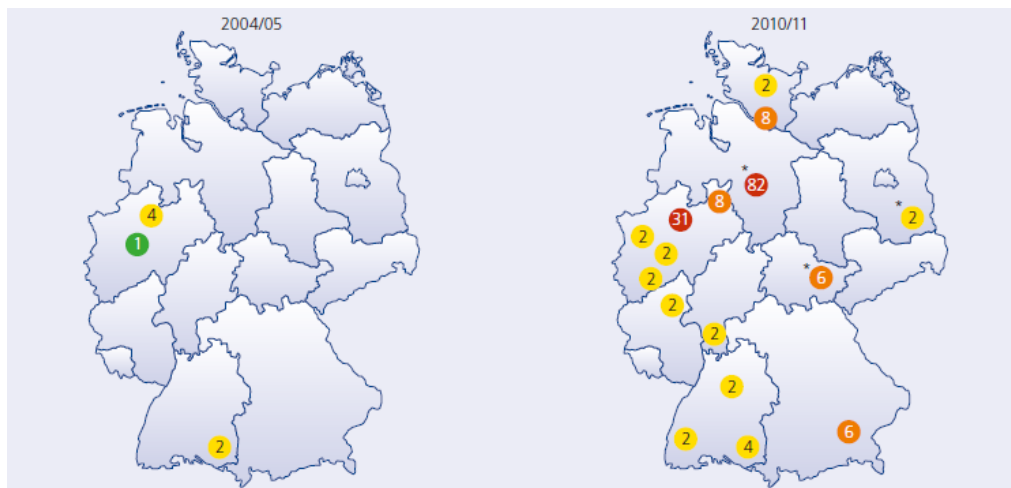


Abbildung II-1: Verteilung und Ausbreitung von LA-MRSA in Deutschland im Vergleich von 2004/05 zu 2010/11.

Die Zahlenwerte geben die Prävalenz (%) in den entsprechenden Studienzentren an (grün, 1%; gelb, 2–5%; orange, 6–10% und rot, > 10%); Sternchen indizieren Bundesländer, für die nur ein Studienzentrum eingeschlossen wurde und die somit nicht notwendigerweise repräsentativ sind (BVL 2014).

Doch nicht nur regional gibt es Unterschiede in der Besiedelungswahrscheinlichkeit, auch bestimmte Tierarten sind häufiger betroffen als andere. So kann festgestellt werden, dass am häufigsten Schweine dieses Bakterium in sich tragen. Im Jahr 2008 konnten bei etwa 50 Prozent der Mastschweinbetriebe LA-MRSA nachgewiesen werden. Ferner gelten 20 Prozent der Mastkalb- und 20 Prozent der Putenbestände als LA-MRSA-positiv. Bei Masthähnchen ist der Anteil an positiven Höfen mit 0,9 Prozent gering (BfR 2014). Abbildung II-2 skizziert die risikobewerteten Übertragungswege, über die der Keim vom Tier auf den Menschen übertragen werden kann.

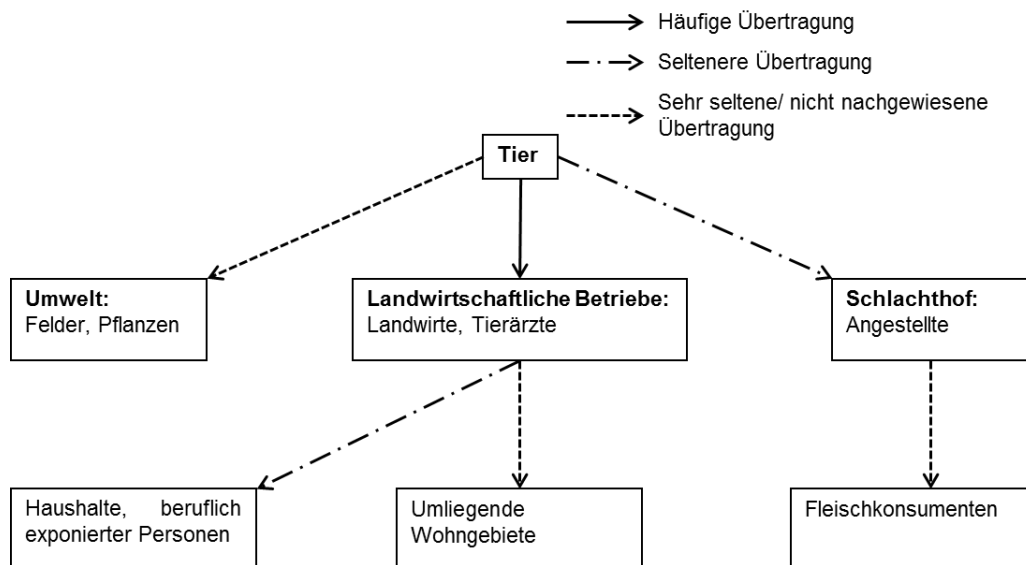


Abbildung II-2: Mögliche Übertragungswege von LA-MRSA nach ihrer Übertragungswahrscheinlichkeit. Unterscheidung zwischen häufiger Übertragung, seltenerer Übertragung und sehr seltener, bzw. nicht nachgewiesener Übertragung¹

Ausgehend vom Tier kann das Bakterium über Ausscheidungen in die Gülle gelangen, welche der Bauer auf dem Feld ausbringt. Somit wäre es zwar grundsätzlich möglich, dass die Erreger in die pflanzliche Nahrungskette gelangen. Damit eine hieraus resultierende Gefahr für den Konsument entstehen kann, müsste der Keim jedoch eine hohe Widerstandsfähigkeit gegenüber Umwelteinflüssen aufweisen, was bisher nicht geklärt wurde (Friese et al. 2013). Das Risiko, über pflanzliche Lebensmittel von LA-MRSA besiedelt zu werden, kann somit als gering bewertet werden (BfR 2009).

Verglichen mit der Gesamtbevölkerung weisen Schlachthofmitarbeiter ein weit erhöhtes Risiko auf, mit dem Keim besiedelt zu sein (Gilbert et al. 2012; Mulders et al. 2010; van Cleef et al. 2010). Sie haben direkten Kontakt zu Nutztieren, was den Weg mit der höchsten Besiedlungswahrscheinlichkeit darstellt. Vor diesem Hintergrund sind Tierärzte und Landwirte dem größten Risiko ausgesetzt. So sind 86 Prozent der Landwirte und 45 Prozent der Veterinärmediziner auf LA-MRSA-positiven Schweinehöfen ebenfalls kolonisiert (Cuny et al. 2009; Verkade et al. 2014). Des Weiteren kann LA-MRSA kontaminiertes Fleisch aufgrund mangelnder Hygiene im Produktions- und Verarbeitungsprozess bis zum Fleischkonsumenten gelangen. Sorgfältige Küchenhygiene und hochtemperierte Zubereitung des Lebensmittels verringern das Besiedlungsrisiko.

¹ Eigene Darstellung

Nimmt die räumliche Distanz vom Haltungsort der Tiere ab, so reduziert sich auch das Risiko einer Besiedelung mit LA-MRSA. Dementsprechend ist die Gefahr für Menschen, die in der Umgebung von landwirtschaftlichen Betrieben wohnen, aber keinen direkten Kontakt zum Tier haben, nicht signifikant größer als in der übrigen Bevölkerung. Die höheren Besiedlungsnachweise in Regionen mit hoher Viehbesatzdichte sind vermutlich dem zuzuschreiben, dass diese Personen auch häufiger in direkten Tierkontakt treten (Görge et al. 2015; Köck et al. 2011a; Köck et al. 2013). Bei Familienangehörigen von Tierärzten und Landwirten wird hingegen der Keim häufiger nachgewiesen, die Gefahr ist jedoch geringer als bei den beruflich exponierten Personen selbst. So tragen auf MRSA-positiven Schweinehöfen 4,3 Prozent der Familienmitglieder von Landwirten und 9 Prozent der Angehörigen von Tierärzten den LA-MRSA-Keim auf der Haut (Cuny et al. 2009).

Neben diesen personengruppenspezifischen Unterschieden werden starke Unterschiede zwischen den Haltungformen deutlich. Eine Vielzahl von Studien berichtet übereinstimmend, dass biologisch gehaltene Nutztiere signifikant seltener von LA-MRSA betroffen sind, als deren konventionelle Artgenossen (BfR 2009; Cuny et al. 2012; Blaha et al. 2011; Smith et al. 2013). Dies ist primär auf folgende Gründe zurückzuführen:

- seltenerer Einsatz von Antibiotika auf Biohöfen; Anwendung auf Einzeltiere (Dorado-Garcia et al. 2015)
- geringere Herdengröße bei biologischer Tierhaltung (BfR 2009; Smith et al. 2013; Fromm et al. 2014)
- Tierhandel, welcher das größte Verbreitungsrisiko darstellt, ist lediglich zwischen Biobetrieben erlaubt (BfR 2009; Blaha et al. 2011)
- Vollspalt- und Teilsplattböden sind in Ställen von Biolandwirten nicht zugelassen (BfR 2009; Fromm et al. 2014).

Diese Gründe führen nachweislich zu weit selteneren LA-MRSA-Nachweisen auf biologisch betriebenen Höfen.

3. Methodik zur Quantifizierung und Monetarisierung von LA-MRSA-Folgen in Krankenhäusern

Aufgrund der Vielzahl antibiotikaresistenter Erregerstämme sowie Schwierigkeiten beim Überträgernachweis und einer mangelnden, systematischen Erfassung, ist es auf Basis der aktuell bestehenden Datengrundlage nicht möglich, Angaben über exakte und umfängliche Kosten von Antibiotikaresistenzen zu machen, die aus der Tierhaltung resultieren. Zudem erscheint eine rein monetäre Bewertung als allzu kurz gegriffen, da in diese das mit einer Erkrankung verbundene Leid der direkt Betroffenen und deren Angehörigen nicht mit eingeht. Vor diesem Hintergrund soll im Folgenden – lediglich exemplarisch und zur Veran-

schaulichung einer möglichen Methodik zur Monetarisierung – dargestellt werden, welche Kosten für Krankenhäuser (und damit für das Gesundheitssystem) aufgrund der dort tatsächlich nachgewiesenen LA-MRSA-Keime entstehen. Es sei damit nochmals darauf hingewiesen, dass diese Zahlen mangels einer umfassenden Datengrundlage und aufgrund einer sehr hohen Dunkelziffer bei weitem nicht die Höhe der externen Effekte darstellen, die insgesamt aus tierhaltungsinduzierten Antibiotikaresistenzen resultieren.

Um einen quantitativen Wert über LA-MRSA-besiedelte und -infizierte Personen identifizieren zu können, wurde eine große Zahl an Studien und wissenschaftlichen Schriften analysiert. Dabei konnten einige Daten über MRSA-Fälle, sowohl Besiedelungen, als auch Infektionen, im Allgemeinen gefunden werden. Das Nationale Referenzzentrum für Surveillance von nosokomialen Infektionen (NRZ) berichtet beispielsweise von 65.724 MRSA-Fällen in 443 Krankenhäusern deutschlandweit (NRZ 2015). Jedoch wird dabei nicht speziell auf nutztier-assoziierte MRSA eingegangen. Des Weiteren werden Anteile von LA-MRSA an allen MRSA genannt; allerdings unterscheiden sich diese innerhalb Deutschland sehr stark. So nehmen im Jahr 2014 LA-MRSA in Münster 29,4 Prozent ein (van Alen et al. 2016), deutschlandweit lediglich 3,5 Prozent (RKI 2015). Die Grundlage der weiteren Berechnung stellen von Görge et al. (2015) verwendeten, absoluten Werte dar. Dabei wurden die LA-MRSA-Nachweise in Krankenhäusern, die in der Literatur zu finden sind, hochgerechnet. Dadurch ergaben sich für Gesamtdeutschland 6.851 LA-MRSA-Besiedelte und davon 522 Infizierte jährlich. Diese Werte beziehen sich auf eine Einwohnerzahl von 81.084.000. In Regionen mit hoher Viehbesatzdichte leben dieser Studie zufolge 1.700.000 Personen, wovon jährlich 1.038 besiedelt und 114 infiziert werden (Görge et al. 2015). Für die Monetarisierung werden die deutschlandweit Besiedelten betrachtet, da für die Krankheitskostenmethode lediglich das Screening und die Dekolonisierung der LA-MRSA-tragenden Personen miteinbezogen werden. Diese Eingrenzung wird aus dem Grund vollzogen, da diese ersten Schritte unabhängig von den Eigenschaften des Bakteriums durchgeführt werden und man daher nicht zwischen LA-MRSA / MRSA CC398 oder anderen MRSA-Typen unterscheiden muss (Ruscher 2014).

Um schließlich einen Geldwert ausgeben zu können, wurden zwei Studien hinzugezogen, welche sich mit den Behandlungskosten eines MRSA-kolonisierten Patienten auseinandersetzen. Herr et al. (2003) betrachten die Kosten unter dem Punkt Hygienemaßnahmen, wovon folgende Posten fallen:

- das Krankenhauspersonal über das Bakterium informieren und schulen
- Schutzmaßnahmen, sowie die Zeit und die Materialien für das Wechseln von Schutzkleidung oder das Informieren der Patienten und Angehörigen
- die spezielle Versorgung der Patienten mit z.B. Nahrung, Kleidung oder das Entsorgen des Mülls aus den Zimmern der Besiedelten

- Maßnahmen der Desinfektion und Reinigung des Zimmers und verwendeter Utensilien während und nach dem Aufenthalt des Patienten
- Transportkosten, welche beispielsweise durch die nötige Säuberung und Schutzkleidung der begleitenden Personen anfallen
- das Mikrobielle Screening
- die eigentlichen Dekolonisierungsmaßnahmen, wie Antibiotikavergabe oder besondere Waschungen der Patienten
- Opportunitätskosten durch blockierte Betten aufgrund der Isolation MRSA-positiver Personen

Insgesamt errechnen Herr et al. (2003) einen Wert von 9.261 Euro pro MRSA-Patienten. Hübner et al. (2014) liefern eine ähnliche Kostenaufstellung; eine Unterteilung folgt dabei in:

- Kosten für das Hygienemanagement wie Desinfektion, das Wechseln von Kleidung und Bettwäsche und auch die Dekolonisierung mit antiseptischen Waschungen, Antibiotikabehandlungen und lokale antiseptische Therapie der Schleimhäute
- Laborkosten, welche durch das Screening anfallen
- Opportunitätskosten, die hier durch blockierte Betten aufgrund der Isolation und des verlängerten Krankenhausaufenthalts der Patienten auftreten

Hübner et al. (2014) versehen einen MRSA-Fall letztendlich mit Ausgaben von 8.673,04 Euro pro MRSA-Patienten.

Für die weitere Monetarisierung wird der Durchschnitt dieser beiden Werte verwendet, welcher 8.967,02 Euro entspricht. Somit ergeben sich für die 6.851 LA-MRSA-Besiedelte Krankenhauskosten von 61.433.054,02 Euro jährlich. Wie bereits erwähnt, tragen biologisch gehaltene Nutztiere diesen Keim selten, verglichen mit den Artgenossen aus konventioneller Haltung. Überschlagsmäßig nehmen wir an, dass ca. 99 Prozent dieser Kosten der konventionellen Landwirtschaft zuzurechnen sind, was einem Wert von 60.818.723,48 Euro entspricht. Annahmengenmäßig entfällt ein Restbetrag i.H.v. 614.330,54 Euro auf Biobetriebe.

4. Interpretation und Diskussion der Ergebnisse

Wie bereits a.o.S. ausgeführt, können die Ergebnisse der im letzten Abschnitt dargestellten Berechnungen nicht die Höhe der externen Effekte darstellen, die sich insgesamt der tierhaltungsinduzierter Antibiotikaresistenzen ergeben. Die Berechnung erfolgte hier lediglich exemplarisch, um ein methodisches Vorgehen zur Monetarisierung zu explizieren. Bevor eine umfassende Bewertung möglich ist, bedarf es einer bisher nicht vorhandenen, validen Datengrundlage.

Im Rahmen unserer Untersuchung werden lediglich nachgewiesene LA-MRSA in Deutschland betrachtet, was nur einen kleinen Teil des Resistenzproblems abbildet. Die hier zugrunde gelegte Zahl der Betroffenen, die aus den Hochrechnungen von Görger et al. (2015) übernommen sind, bezieht sich ausschließlich auf MRSA CC398-Fälle, bei denen die Besiedelung im Krankenhaus nachgewiesen wurde. Die Dunkelziffer liegt höher, da eine Besiedelung in den meisten Fällen nicht bemerkt wird (BfR 2009). Der Wert würde weitaus höher ausfallen, würden nicht nur die Kosten eines Screenings und der Dekolonisierung mit in die Rechnung einbezogen, sondern auch die Behandlungskosten einer MRSA-Infektion. Für LA-MRSA sind diese uns vorliegend noch nicht explizit berechnet worden. Nimmt man jedoch die Ausgaben zur Therapie von MRSA-Infizierten generell, so nennen Resch et al. (2009) Beträge zwischen 13.762 und 16.024 Euro. Auch dieser Wert kann nur als Näherung dienen und wird bei LA-MRSA etwas niedriger ausfallen, da die Behandlungsdauer und der Anteil an Patienten mit benötigter Intensivpflege geringer eingeschätzt werden (Köck et al. 2011b).

Soll eine Aussage darüber getroffen werden, ob die Human- oder die Veterinärmedizin den größeren Anteil am Antibiotikaresistenzproblem trägt, ist dies bisher noch nicht möglich (BfR 2014). In jedem Fall besteht auf beiden Gebieten weiterer Forschungs-, Aufklärungs- und Handlungsbedarf. Es wird jedoch deutlich, dass ein verringertes Auftreten der Resistenzbakterien in der Landwirtschaft durch stärkere Akzentuierung der biologischen Landwirtschaft erwirkt werden kann. Ausgehend vom Vorsichtsprinzip und um das Risiko der Entstehung von „Supererregern“ zu reduzieren, erscheint zudem ein Verbot der Nutzung von Reserveantibiotika in der Tierhaltung als zweckdienlich.

III. Monetarisierung der Auswirkungen von überschüssigem reaktivem Stickstoff im Agrarsektor

1. Reaktiver Stickstoff in der deutschen Landwirtschaft

Stickstoff liegt in der Umwelt zum Großteil als reaktionsträger elementarer Luftstickstoff N_2 vor. Durch verschiedene Reaktionen wird dieser allerdings in unterschiedliche reaktive Stickstoffverbindungen umgewandelt (UBA 2014; SRU 2015; Wisotzky 2011). Für die folgende Untersuchung sind jedoch reaktive Verbindungen wie Stickoxide (NO_x), Ammoniak (NH_3), Lachgas (N_2O) sowie Nitrat (NO_3^+) und Ammonium (NH_4^+) von primärer Bedeutung (UBA 2014; SRU 2015, S. 70, S. 176; Erisman et al. 2011, S. 11). Insbesondere beim Einsatz von Düngemitteln sowie in der Tierhaltung tritt die Umwandlung und somit die Freisetzung dieser Verbindungen auf (SRU 2015; UBA 2014). Hieraus resultierend trägt die deutsche Landwirtschaft ca. 57% zu den nationalen reaktiven Stickstoffeinträgen bei (UBA 2015, S. 9). Die Umweltwirkungen dieser Verbindungen sind divers. Vor allem die Gefährdung der biologischen Vielfalt, der Luft- und Wasserqualität, sowie negative Klimaänderungen sind die langfristigen Auswirkungen des Stickstoff-Überschusses (UBA 2014; SRU 2015). In Abbildung III-1 ist das für die Landwirtschaft relevante Fließschema des reaktiven Stickstoffs dargestellt.

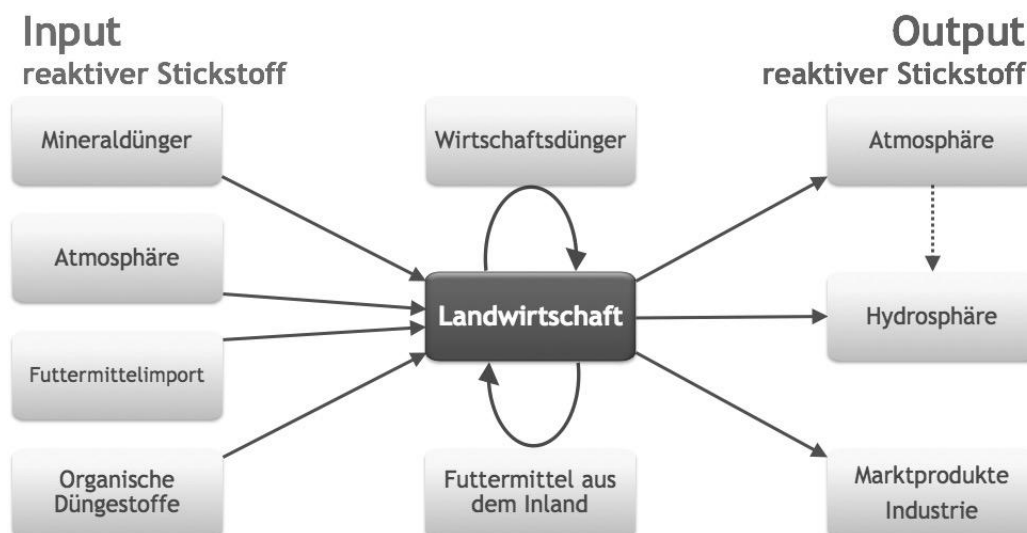


Abbildung III-1: Systemlandschaft mit Fließschema des reaktiven Stickstoffs²

² Eigene Darstellung.

■ bis 50 ■ 51-70 ■ 71-90 ■ 91-110 ■ 110-151

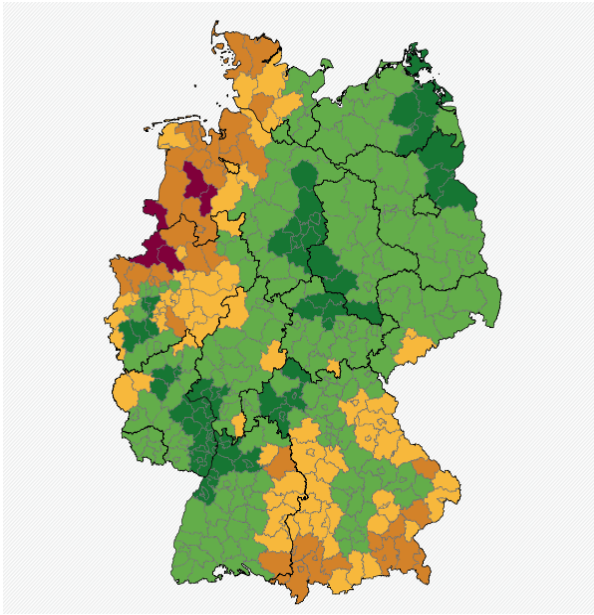


Abbildung III-2: Verteilung des jährlichen Überschusses der Stickstoffflächenbilanz (in kg N/ha) im Durchschnitt der Jahre 2009 bis 2011 (Bach 2010; Bach 2014; UBA 2014, S. 15)

Die Mineraldüngung wird von diversen Quellen als größter Stickstoff-Input-Faktor – abgesehen von Futtermittelimporten – genannt (Velthof et al. 2009; Jarvis et al. 2011; Bach 2010; Van Grinsven et al. 2013). In Anbetracht der positiven Korrelation zwischen viehdichten Gebieten und deutlich höheren Stickstoffüberschüssen erscheint dies jedoch diskussionswürdig. Wirtschaftsdünger ist in ebendiesen Gebieten im Überschuss vorhanden. Da es nicht rentabel ist, ihn über weitläufige Distributionsnetzwerke zu verteilen oder zu lagern,³ wird Wirtschaftsdünger häufig dann und dort ausgetragen, wann und wo er anfällt. Es erscheint nicht nur der

hohe Mineraldüngereintrag für Stickstoffüberschüsse verantwortlich (Fiener 2016; Bach 2016). Der größte Austrag von reaktivem Stickstoff findet in die Atmosphäre statt. Er liegt ungefähr bei 500 Mio. kg/a für den gesamten deutschen Agrarsektor (Leip et al. 2011; UBA 2014; Velthof et al. 2009). Der hydrosphärische Stickstoffaustrag aus deutschen landwirtschaftlichen Quellen liegt bei etwa 400 Mio. kg/a (Leip et al. 2011; UBA 2014). Nach einer Qualifizierung und Quantifizierung der Stickstoffströme im deutschen Agrarsektor wird im Folgenden die Frage nach daraus resultierenden externen Kosten der Lebensmittelproduktion beantwortet.

2. Monetarisierung des reaktiven Stickstoffs aus dem Agrarsektor in Deutschland

In der renommierten Peer-Review-Fachzeitschrift „Environmental Science & Technology“, die von der American Chemical Society herausgegeben wird, werden sowohl die Folgekosten als auch der Nutzen des aus der Landwirtschaft resultierenden Stickstoffs quantifiziert und monetarisiert. In der Veröffentlichung „Costs and Benefits of Nitrogen for Europe and

³ Aufgrund des hohen Wassergehalts des Wirtschaftsdüngers und des relativ niedrigen Nährstoffgehaltes ist es nicht rentabel, den Dünger über weite Strecken zu transportieren, auch weil Mineraldünger vergleichsweise günstig im Einkauf ist (vgl. Experteninterview Prof. Dr. Fiener, 2016). Die Lagerung von Wirtschaftsdünger ist ebenso mit hohen Investitionskosten verbunden, da Lagerkapazität geschaffen werden muss und ein höherer organisatorischer Aufwand anfällt (vgl. Experteninterview Dr. Bach, 2016).

Implications for Mitigation“ (Van Grinsven et al. 2013) wird unter anderem eine Kosten-Nutzen-Analyse für die Europäische Union vorgestellt, die sich auf das Referenzjahr 2008 bezieht. Auf Basis von Metadaten legen Van Grinsven et al. (2013) Stickstoffeinflüsse in den Kategorien (1.) menschliche Gesundheit, (2.) Ökosysteme, (3.) Klima sowie (4.) Landwirtschaft zugrunde. Die Kategorien werden hierbei durch folgende Kosten- bzw. Nutzenfaktoren beeinflusst:

1. Menschliche Gesundheit
 - a. Feinstaubbelastung durch Ammoniak und Stickoxide
 - b. Nitrat im Trinkwasser
 - c. Abbau von stratosphärischem Ozon durch reaktive Stickstoffe
2. Ökosysteme
 - a. Wiederherstellung des Biodiversitätsverlusts terrestrischer Ökosysteme
 - b. WTP⁴ für eine intakte Ostsee (beispielhaft für aquatische Ökosysteme)
3. Klima
 - a. Nutzen kühlender Klimaeffekte durch NO_x und NH₃
 - b. WTP für Klima-Stabilität, negativ beeinflusst durch erwärmende Klimaeffekte von N₂O
4. Landwirtschaft
 - a. Ertragseinbußen durch von NO_x beschleunigte Bildung von bodennahem Ozon
 - b. Ertragszunahme durch Düngung mit reaktiven Stickstoffen⁵

Die Aufstellung der genauen Kostenfaktoren zu obigen Kategorien sind Anhang III-1 zu entnehmen. Ausgehend von Van Grinsven et al. (2013) ist eine Übertragung auf Deutschland möglich, welche die Basis der folgenden Berechnungen darstellt. Um die entstehenden externen Kosten zu quantifizieren werden die jeweiligen Kosten- bzw. Nutzenfaktoren mit den tatsächlichen reaktiven Stickstoffemissionen Deutschlands aufgerechnet. Es ergeben sich für Deutschland externe Kosten i.H.v. ca. 11,53 Mrd. Euro im Referenzjahr 2008. Auf die oben genannten vier Kategorien verteilt, ergeben sich Kosten für die menschliche Gesundheit i.H.v. 10,76 Mrd. Euro, für Ökosysteme i.H.v. 9,22 Mrd. Euro, für das Klima i.H.v. 0,26 Mrd. Euro und für die Landwirtschaft ein Nutzen i.H.v. 8,71 Mrd. Euro.⁶

⁴ WTP (Willingness to pay, Zahlungsbereitschaft) ist ein Maß für menschliche Präferenzen. Sie ist definiert als der Geldbetrag, den befragte Personen für bestimmte Produkte oder Leistungen zu zahlen bereit wären (Pearce 1998).

⁵ Van Grinsven et al. (2013) veranschaulichen die Ertragszunahme exemplarisch für Winterweizen, Raps und Milchproduktion und nehmen sie vereinfachend für die gesamte landwirtschaftliche Produktion an.

⁶ Eigene Berechnungen auf Basis von Van Grinsven et al. (2013, SI).

3. Nötige Lebensmittelpreisaufschläge zur Internalisierung externer Kosten

Da die in Abschnitt III-2. ermittelten Kosten aktuell nicht verursachergerecht Eingang in die Bepreisung von Lebensmitteln finden, soll im Folgenden eine Methodik zur Internalisierung dieser Kosten vorgestellt werden. Da Stickstoffüberschüsse nicht jedem Produktionssystem in gleichem Maße zugeschrieben werden können (vgl. Abschnitt III-1.), muss eine Unterscheidung verschiedener landwirtschaftlicher Anbau- bzw. Produktionsmethoden getroffen werden. Zum einen soll hierzu zwischen biologischen und konventionellen Anbauverfahren unterschieden werden. Zum anderen wird mit der Unterscheidung zwischen tierischen und pflanzlichen Agrarprodukten eine weitere Dimension eingeführt. Hieraus lässt sich ein Preisaufschlagsmodell für vier Lebensmittelkategorien erstellen. Um die Preisaufschläge in die genannten vier Kategorien zu unterscheiden, muss der ausgestoßene reaktive Stickstoff zunächst den Kategorien anteilig zugeordnet werden. Aus dem biologischen Landbau resultierende Stickstoffüberschüsse betragen mittelwertig ca. 32 Prozent der Überschüsse des konventionellen Landbaus (Kolbe 2000, S. 30; Osterburg und Runge 2007, S. 107).⁷ Allerdings wird hier durchschnittlich ca. 24 Prozent weniger Ertrag pro Hektar generiert als bei konventionellen Anbauverfahren, was einem Schadens-Aufschlag von ca. 32 Prozent gleichkommt (De Ponti 2012, S. 1; Witzke und Noleppa 2011, S. 12; Ponisio et al. 2014, S. 1; Seufert et al. 2012, S. 299; Mäder et al. 2002, S. 1694; Lotter 2003, S. 1).⁸ Aus der gleichzeitigen Betrachtung beider Faktoren sowie einer Normierung ergeben sich (a) ein Bio-Stickstofffaktor von 29,66 Prozent und (b) ein Konventionell-Stickstofffaktor von 70,34 Prozent.⁹ Der Stickstofffußabdruck¹⁰ tierischer Produkte ist in etwa neunmal höher als der, der aus pflanzlichen Lebensmitteln resultiert. In diesem ist ebenso der Bedarf pflanzlicher Futtermittel zur Produktion tierischer Lebensmittel eingerechnet (Leip et al. 2013, S. 2, 8). Nach erneuter Normierung ergeben sich kategoriespezifische Stickstoffüberschüsse von 10,51 Prozent für pflanzliche Lebensmittel bzw. 89,49 Prozent für tierische Lebensmittel.¹¹ Unter Annahme stochastischer Unabhängigkeit der beiden Dimensionen ergibt sich die in Abbildung III-3 dargestellte Schadensmatrix:

⁷ Eigene Berechnung auf Basis der genannten Quellen.

⁸ Eigene Berechnung auf Basis der genannten Quellen.

⁹ Eigene Berechnung auf Basis der genannten Quellen.

¹⁰ Stickstofffußabdruck: Stickstoffverluste an die Umwelt, die bei der Produktion einer Einheit des jeweiligen Produktes anfallen (Leip et al. 2013, S. 2).

¹¹ Eigene Berechnung auf Basis der genannten Quellen.

		bio	konventionell	
		29,66%	70,34%	
pflanzlich	10,51%	3,12%	7,39%	
tierisch	89,49%	26,55%	62,95%	
				100%

Abbildung III-3: Stickstoff-Schadensfaktoren

Die Schadensfaktoren sind mit den jeweiligen Produktionsgrößen zu gewichten. Es wird hierbei vereinfachend angenommen, dass die innerdeutsche Nahrungsmittelproduktion dem Konsum in Deutschland entspricht. Demnach erlauben die einzelkategorie-spezifischen Anteile der durchschnittlichen Nahrungsmittelausgaben eine Gewichtung des Schadens nach Produktionsgrößen, die in Abbildung III-4 dargestellt sind. Angenommen ist hier erneut die stochastische Unabhängigkeit zwischen den Dimensionen.¹²

		bio	konventionell	
		3,40%	96,60%	
pflanzlich	55,96%	1,90%	54,05%	
tierisch	44,04%	1,50%	42,55%	
				100%

Abbildung III-4: Durchschnittliche, monatliche Nahrungsmittelausgaben pro Person (ohne Außer-Haus-Verpflegung), geschlüsselt nach Produktionsverfahren¹³

Der nächste Schritt ist die Gewichtung der Schadensfaktoren aus Abbildung III-3 mit den Produktionsgrößen aus Abbildung III-4, ebenso wie die Normierung dieser. Hieraus resultieren die mit Produktionsanteilen gewichteten Schadensfaktoren, die in Abbildung III-5 zusammengestellt sind.

		bio	konventionell	
		1,46%	98,54%	
pflanzlich	12,98%	0,19%	12,79%	
tierisch	87,02%	1,27%	85,75%	
				100%

Abbildung III-5: Mit Produktionsanteilen gewichtete Schadensfaktoren, normiert

Es können die bereits in Abschnitt III-2. dargestellten externen Kosten der Stickstoffbelastung i.H.v. 11,53 Mrd. Euro mit den gewichteten, normierten Schadensfaktoren aus Abbildung III-5 auf die vier Lebensmittelkategorien aufgeteilt werden, was zu folgendem Ergebnis führt:

¹² Tatsächlich ist die stochastische Unabhängigkeit hier nur eingeschränkt gegeben, da zum Beispiel der biologische Anteil an verkauftem Fleisch bei weniger als 2 Prozent liegt (BÖLW 2015). Beachtet man die Abhängigkeiten der vier Kategorien voneinander, so würden sich die Anteile der Nahrungsmittelausgaben hin zu biologisch-pflanzlich und konventionell-tierisch verschieben, was das im Endeffekt erarbeitete Ergebnis noch deutlicher machen würde.

¹³ Eigene Berechnung auf Basis von Angaben zu durchschnittlichen Nahrungsmittelausgaben pro Person des Statistischen Bundesamtes (2013), BÖLW (2015) und BÖLW (2016). Zur vollständigen Aufstellung siehe Anhang III-2.

Ext.Kosten:	11.527.830.000,00 €	bio	konventionell	
		168.598.734,53 €	11.359.231.265,47 €	
pflanzlich	1.496.120.660,22 €	21.881.312,44 €	1.474.239.347,78 €	
tierisch	10.031.709.339,78 €	146.717.422,09 €	9.884.991.917,69 €	
				11.527.830.000,00 €

Abbildung III-6: Externe Kosten, aufgeteilt nach gewichteten, normierten Schadensfaktoren

Um diese externen Kosten in den Nahrungsmittelpreis zu internalisieren, sind die gesamtdeutschen Lebensmittelausgaben jeder Kategorie zu ermitteln. Bei durchschnittlichen Tagesausgaben von 8 Euro pro Person (Statistisches Bundesamt 2013, 2016) – hier inklusive Außer-Haus-Verpflegung – und einer Einwohnerzahl von 82,11 Mio. (wiederum im Referenzjahr 2008), gewichtet mit den durchschnittlichen Nahrungsmittelausgaben aus Abbildung III-4, ergeben sich folgende jährliche Nahrungsmittelausgaben der Gesamtbevölkerung Deutschlands:

Bevölkerung:	82110000	bio	konventionell	
		8.151.879.781,01 €	231.609.290.248,84 €	
pflanzlich	134.162.618.512,28 €	4.561.529.029,42 €	129.601.089.482,86 €	
tierisch	105.598.551.517,57 €	3.590.350.751,60 €	102.008.200.765,97 €	
				239.761.170.029,85 €

Abbildung III-7: Jährliche Nahrungsmittelausgaben der Gesamtbevölkerung Deutschlands¹⁴

Werden die gesamten externen Kosten aus Abbildung III-6 ins Verhältnis zu den Nahrungsmittelausgaben der Gesamtbevölkerung aus Abbildung III-7 gesetzt, ergibt sich der nötige Preisaufschlag auf die vier verschiedenen Nahrungsmittelkategorien.

		bio	konventionell	
		2,1%	4,9%	
pflanzlich	1,1%	0,5%	1,1%	
tierisch	9,5%	4,1%	9,7%	

Abbildung III-8: Prozentualer Preisaufschlag bei Internalisierung der externen Kosten

Diese lebensmittelkategoriespezifischen Preisaufschläge wären nötig, um die aus den Stickstoffüberschüssen des Agrarsektors resultierenden externen Kosten verursachergerecht zu internalisieren. Auch die graphische Darstellung der Ergebnisse in Abbildung III-9 verdeutlicht, dass insbesondere tierisch-konventionelle Produkte einer Unterbepreisung unterliegen und für ihre gesellschaftlichen sowie umweltbezogenen Folgekosten nur unzureichend verantwortlich gemacht werden.

¹⁴ Zur Vermeidung von Rundungs- und damit verbundenen Folgefehlern findet die Berechnung auch hier rundungsfrei statt.

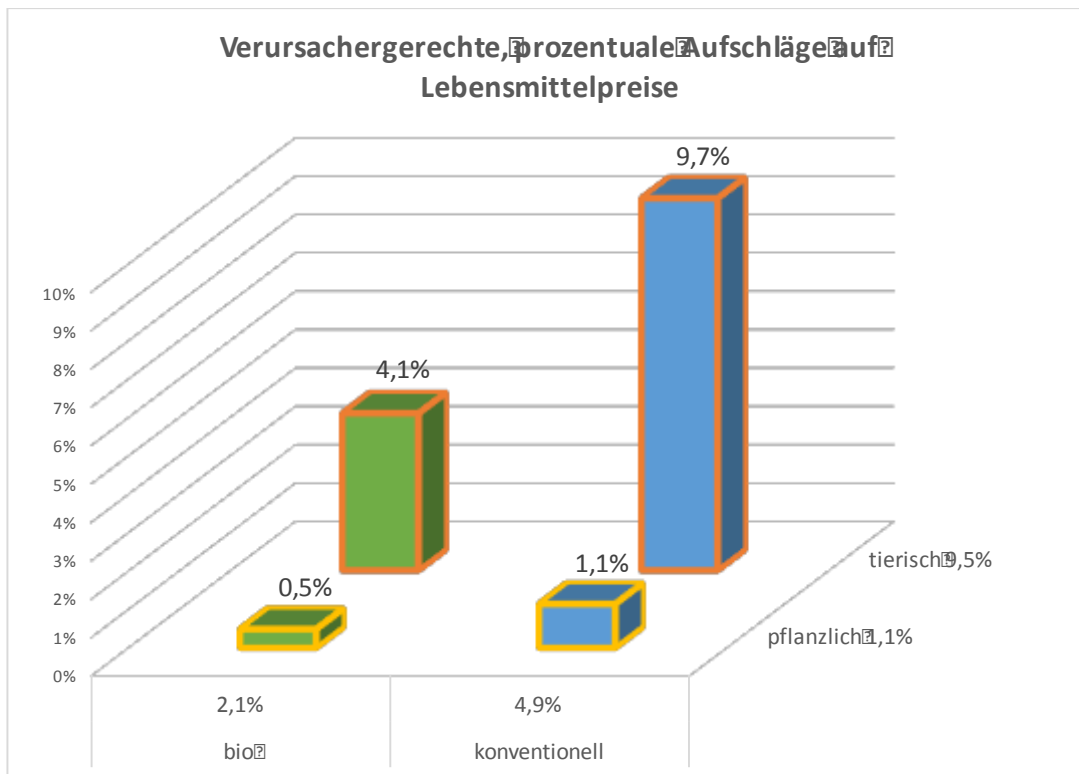


Abbildung III-9: Grafische Darstellung der verursachergerechten, prozentualen Aufschläge auf Lebensmittelpreise¹⁵

Zusammenfassend fokussiert die aktuelle Studie die Folgen der aus der Landwirtschaft resultierenden Antibiotikaresistenzen sowie die Folgekosten der hohen Nitrat-/Stickstoffbelastung in Deutschland. Da weitere Faktoren (wie beispielsweise mit der Landwirtschaft verbundene Boden- bzw. Regenwaldverluste, CO₂^e-Emissionen und weitere, weltweite Biodiversitätsverluste) noch unberücksichtigt sind, stellen die hier vorgestellten Größenordnungen lediglich Untergrenzen der aktuell aus der Landwirtschaft resultierenden externen Effekte – und den damit verbundenen, kategoriespezifischen Fehlbepreisungen – dar.

¹⁵ Eigene Darstellung.

Literaturverzeichnis

Abschnitt II: Risiken von Antibiotikaresistenzen aus der Landwirtschaft

Benner, K.-U. (Hg.) (1997): Gesundheit und Medizin heute. 3., überarb. Neuaufl. Augsburg: Bechtermünz Verl.

BfR (2009): Menschen können sich über den Kontakt mit Nutztieren mit Methicillin-resistenten *Staphylococcus aureus* (MRSA) infizieren.

Blaha, T.; Sundrum, A. (2011): Epidemiologische Studie zur Entwicklung von MRSA (Methicillin-resistente *Staphylococcus aureus*) in ökologisch wirtschaftenden Schweinebetrieben. Hg. v. Bundesprogramm Ökologischer Landbau und andere Formen nachhaltiger Landwirtschaft (BÖLN).

BUND (24.01.2012): BUND Hintergrundinformationen zu Antibiotikaeinsatz und Resistenzbildung in der Intensivtierhaltung.

Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) (Hg.) (2014): Germap 2012. Antibiotika-Resistenz und -Verbrauch ; Bericht über den Antibiotikaverbrauch und die Verbreitung von Antibiotikaresistenzen in der Human- und Veterinärmedizin in Deutschland. Deutschland; Paul-Ehrlich-Gesellschaft für Chemotherapie; Zentrum Infektiologie und Reisemedizin. 1. Aufl. Rheinbach: Antiinfectives Intelligence.

Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) (Hg.) (2014): Fragen und Antworten zu Methicillin-resistenten *Staphylococcus aureus* (MRSA). Online verfügbar unter http://www.bfr.bund.de/de/fragen_und_antworten_zu_methicillin_resistenten_staphylococcus_aureus__mrsa_-11172.html.

Bundesministerium für Gesundheit (BMG) (Hg.) (2011): DART. Deutsche Antibiotika-Resistenzstrategie. Deutschland; Deutschland; Deutschland. Berlin: BMG. Online verfügbar unter http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/DART.pdf?_blob=publicationFile.

BVL (2016): Menge der abgegebenen Antibiotika in der Tiermedizin halbiert. Online verfügbar unter http://www.bvl.bund.de/DE/08_PresseInfothek/01_FuerJournalisten/01_Presse_und_Hintergrundinformationen/05_Tierarzneimittel/2016/2016_08_03_pi_Antibiotikaabgabemenge2015.html?nn=1401276.

Cuny, C.; Friedrich, A. W.; Witte, W. (2012): Absence of livestock-associated methicillin-resistant *staphylococcus aureus* clonal complex CC398 as a nasal colonizer of pigs raised in an alternative system. In: Applied and environmental microbiology 78 (4), S. 1296–1297.

- Cuny, C.; Nathaus, R.; Layer, F.; Strommenger, B.; Altmann, D.; Witte, W. (2009): Nasal colonization of humans with methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* (MRSA) CC398 with and without exposure to pigs. In: *PLoS one* 4 (8), e6800.
- Dorado-Garcia, A.; Dohmen, W.; Bos, M. E. H.; Verstappen, K. M.; Houben, M.; Heederik, D. J. J. (2015): Dose-response relationship between antimicrobial drugs and livestock-associated MRSA in pig farming. In: *Emerging infectious diseases* 21 (6), S. 950–959.
- Friese, A.; Schulz, J.; Laube, H.; Salviati, C.; Hartung, J.; Roesler, U. (2013): Faecal occurrence and emissions of livestock-associated methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* (laMRSA) and ESbl/AmpC-producing *E. coli* from animal farms in Germany. In: *Berliner und Münchener tierärztliche Wochenschrift* 126 (3-4), S. 175–180.
- Fromm, S.; Beisswanger, E.; Käsbohrer, A.; Tenhagen, B.-A. (2014): Risk factors for MRSA in fattening pig herds - a meta-analysis using pooled data. In: *Preventive veterinary medicine* 117 (1), S. 180–188.
- Gilbert, M. J.; Bos, M. E. H.; Duim, B.; Heederik, D. J. J. (2012): Livestock-associated MRSA ST398 carriage in pig slaughterhouse workers related to quantitative environmental exposure. In: *Occupational and environmental medicine* 69 (7), S. 472–478.
- Görge, T.; Lorenz, M. B.; van Alen, S.; Hubner, N.-O.; Becker, K.; Köck, R. (2015): MRSA colonization and infection among persons with occupational livestock exposure in Europe: Prevalence, preventive options and evidence. In: *Veterinary microbiology*.
- Herr, Caroline Eva Wella; Heckrodt, Thomas Hilarius; Hofmann, Frank Andreas; Schnettler, Reinhard; Eikmann, Thomas Friedrich (2003): Additional costs for preventing the spread of methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* and a strategy for reducing these costs on a surgical ward. In: *Infection control and hospital epidemiology* 24 (9), S. 673–678.
- Hübner, C.; Hübner, N-O; Hopert, K.; Maletzki, S.; Flessa, S. (2014): Analysis of MRSA-attributed costs of hospitalized patients in Germany. In: *European journal of clinical microbiology & infectious diseases: official publication of the European Society of Clinical Microbiology* 33 (10), S. 1817–1822.
- Hübner, R. (2016): *Antibiotikaresistenzen. Fakten für eine sachliche Auseinandersetzung.* Frankfurt a.M.: DLG (DLG-Expertenwissen, 1/2016).
- Köck, R.; Mellmann, A.; Schaumburg, F.; Friedrich, A. W.; Kipp, F.; Becker, K. (2011a): The epidemiology of methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* (MRSA) in Germany. In: *Deutsches Ärzteblatt international* 108 (45), S. 761–767.

- Köck, R.; Schaumburg, F.; Mellmann, A.; Koksai, M.; Jurke, A.; Becker, K.; Friedrich, A. W. (2013): Livestock-associated methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* (MRSA) as causes of human infection and colonization in Germany. In: *PloS one* 8 (2), e55040.
- Köck, R.; Siam, K.; Al-Malat, S.; Christmann, J.; Schaumburg, F.; Becker, K.; Friedrich, A. W. (2011b): Characteristics of hospital patients colonized with livestock-associated methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* (MRSA) CC398 versus other MRSA clones. In: *The Journal of hospital infection* 79 (4), S. 292–296.
- Mulders, M. N.; Haenen, A. P. J.; Geenen, P. L.; Vesseur, P. C.; Poldervaart, E. S.; Bosch, T. et al. (2010): Prevalence of livestock-associated MRSA in broiler flocks and risk factors for slaughterhouse personnel in The Netherlands. In: *Epidemiology and infection* 138 (5), S. 743–755.
- Nationales Referenzzentrum für Surveillance von nosokomialen Infektionen (NRZ) (Hg.) (2015): Modul MRSA-KISS. Referenzdaten. Berechnungszeitraum 1. Januar 2014 bis 31. Dezember 2014.
- Resch, A.; Wilke, M.; Fink, C. (2009): The cost of resistance: incremental cost of methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* (MRSA) in German hospitals. In: *The European journal of health economics : HEPAC : health economics in prevention and care* 10 (3), S. 287–297.
- Robert Koch-Institut (RKI) (2015): Eigenschaften, Häufigkeit und Verbreitung von MRSA in Deutschland – Update 2013/2014. In: *Krankenhaus-Hygiene + Infektionsverhütung* 37 (5), S. 221–225.
- Ruscher, C. (2014): Empfehlungen zur Prävention und Kontrolle von Methicillin-resistenten *Staphylococcus aureus*-Stämmen (MRSA) in medizinischen und pflegerischen Einrichtungen. In: *Bundesgesundheitsbl.* 57 (6), S. 695–732.
- Smith, T. C.; Gebreyes, W. A.; Abley, M. J.; Harper, A. L.; Forshey, B. M.; Male, M. J. et al. (2013): Methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* in pigs and farm workers on conventional and antibiotic-free swine farms in the USA. In: *PloS one* 8 (5), e63704.
- van Alen, S.; Ballhausen, B.; Peters, G.; Friedrich, A. W.; Mellmann, A.; Köck, R.; Becker, K. (2016): In the centre of an epidemic: Fifteen years of LA-MRSA CC398 at the University Hospital Munster. In: *Veterinary microbiology*.
- van Cleef, B.; Broens, E. M.; Voss, A.; Huijsdens, X. W.; Zuchner, L.; Van De Giessen, A. W. (2010): High prevalence of nasal MRSA carriage in slaughterhouse workers in contact with live pigs in The Netherlands. In: *Epidemiology and infection* 138 (5), S. 756–763.

Verkade, E.; Kluytmans-van den Bergh, M.; van Benthem, B.; van Cleef, B.; Kluytmans, J. (2014): Transmission of methicillin-resistant *Staphylococcus aureus* CC398 from livestock veterinarians to their household members. In: PloS one 9 (7), e100823.

World Health Organization (WHO) (2012): Critically important antimicrobials for human medicine. 3rd rev., Genf.

Abschnitt III: Monetarisierung der Auswirkungen von überschüssigem reaktivem Stickstoff im Agrarsektor

Bach M. (2010): Zeitreihe Stickstoffindikator – Vereinheitlichte Methodik zu Berechnung von Stickstoff-Bilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland. Abschlussbericht zum BLE-Dienstleistungsvertrag 114-02.05-20.006709-B. Hg. v. Justus-Liebig-Universität Gießen (JLU) – Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Gießen.

Bach M. (2016): Wissenschaftlicher Mitarbeiter der Professur für Landschafts-, Wasser- und Stoffhaushalt der Justus-Liebig-Universität Gießen. Beitragender bzw. führender Autor zahlreicher Publikationen, unter anderem zur Entstehung und ökologischen Auswirkung landwirtschaftlicher Stickstoffemissionen. Experteninterview geführt am 21. Juni 2016.

BÖLW (2015): Die Bio-Branche 2015. Hg. v. Bund Ökologischer Lebensmittelwirtschaft e.V., Berlin.

BÖLW (2016): Die Bio-Branche 2016. Hg. v. Bund Ökologischer Lebensmittelwirtschaft e.V., Berlin.

De Ponti T., Rijk B., Van Ittersum M. (2012): The crop yield gap between organic and conventional agriculture. In: *Agricultural Systems* 108 (2012):1-9.

Erismann J. W., Sutton M. A., Howard C. M., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P., Van Grinsven H., Grizzetti B. (2011): The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives. Hg. v. Cambridge University Press.

Fiener P. (2016): Professor für Ressourcengeographie des Wassers der Universität Augsburg. Beitragender oder führender Autor zahlreicher Publikationen, unter anderem zum Oberflächenabfluss und Bodenerosion landwirtschaftlicher Flächen. Experteninterview, geführt am 05. Juli 2016.

Kolbe, H. (2000): Landnutzung und Wasserschutz. Der Einfluss von Stickstoff-Bilanzierung, N_{\min} -Untersuchung und Nitrat-Auswaschung sowie Rückschlüsse für die Bewirtschaftung von Wasserschutzgebieten in Deutschland. Hg. v. WLW Wissenschaftliches Lektorat & Verlag, Leipzig.

- Jarvis S., Hutchings N., Brentrup F., Olesen J., van de Hoek K. (2011): The European nitrogen assessment: nitrogen flows in farming systems across Europe. Hg. v. Cambridge University Press.
- Leip A., Achermann B., Billen G., Bleeker A., Bouwman A., de Vries W., Dragosits U., Döring U., Fernall D., Geupel M., Herolstab J., Johnes P., Le Gall A., Monni S., Nevečernal R., Orlandini L., Prud'homme M., Reuter H., Simpson D., Seufert G., Spranger T., Sutton M., van Aardenne J., Voß M., Winiwarter W. (2011): The European nitrogen assessment: integrating nitrogen fluxes at the European scale. Hg. v. Cambridge University Press.
- Leip A., Weiss F., Lesschen J. P., Westhoek H. (2013): The nitrogen footprint of food products in the European Union. In: *Journal of Agricultural Science* 152.S1 (2014): 20-33.
- Lotter D. (2003): Organic agriculture. In: *Journal of sustainable agriculture* 21.4 (2003): 59-128.
- Mäder P., Fließbach A., Dubois D., Guntz L., Fried P., Niggli U. (2002): Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. Hg. v. American Association for the Advancement of Science.
- Osterburg B., Runge T. (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Hg. v. Landbauforschung Völkenrode – FAL Agricultural Research, Braunschweig.
- Pearce, D: (1998): Cost-benefit analysis and environmental policy. In: *Oxford Review of Economic Policy* (1998) 14 (4): 84-100. Hg. v. Oxford University Press, Oxford.
- Ponisio L., M'Gonigle L., Mace K., Palomino J., De Valpine P., Kremen C. (2014): Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. Hg. v. The Royal Society Publishing.
- Seufert V., Ramankutty N., Foley J. (2012): Comparing the yields of organic and conventional agriculture. Hg. v. Macmillan Publishers Limited.
- SRU (2015): Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem. Hg. v. Sachverständigenrat für Umweltfragen.
- Statistisches Bundesamt (2016): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen, Fachserie 18. Reihe 1.5.
- UBA (2014): Reaktiver Stickstoff in Deutschland – Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen. Hg. v. Umweltbundesamt, Dessau.

UBA (2015): Umweltbelastende Stoffeinträge aus der Landwirtschaft – Möglichkeiten und Maßnahmen zu ihrer Minderung in der konventionellen Landwirtschaft und im ökologischen Landbau. Hg. v. Umweltbundesamt, Dessau.

Van Grinsven H., Holland M., Jacobsen B., Klimont Z., Sutton M., Willems J. (2013): Costs and Benefits of Nitrogen for Europe and Implications for Mitigation. In: *Environmental Science & Technology* 47.8 (2013): 3571-3579. Hg. v. American Chemical Society.

Velthof G.L., Oudendag D., Witzke H.P., Asman W.A.H., Klimont Z., Oenema O. (2009): Integrated Assessment of Nitrogen Losses from Agriculture in EU-27 using MITERRA-EUROPE. In: *Journal of Environmental Quality* 38.2 (2009): 402-417. Hg. v.: American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America.

Wisotzky, F. (2011): *Angewandte Grundwasserchemie, Grundwasserbelastung und Aufbereitung*. Berlin Heidelberg.

Witzke H., Noleppa S. (2011): *Der gesamtgesellschaftliche Nutzen von Pflanzenschutz in Deutschland*. Hg. v. agripol – network for policy advice GbR, Berlin.

Anhang

Anhang III-1: Kosten und Nutzen verschiedener reaktiver Stickstoffströme im Länderdurchschnitt (Van Grinsven et al. 2013, S. 3573, SI, S7).

Effekt	Stickstoffverbindung	Umweltmedium	Kosten/Nutzen [€/kg N] ¹⁶
Menschliche Gesundheit			
Feinstaubbelastung	NO _x	Luft	10 – 30 (18)
	NH ₃	Luft	2 – 20 (12)
Ozonabbau	N ₂ O	Luft	1 – 3 (2)
Trinkwasser	NO ₃ ⁺	Grundwasser	0 – 4 (1)
Ökosysteme			
Terrestrisch	NH ₃ , NO _x	Luft	2 – 10 (2)
Aquatisch	NO ₃ ⁺	Oberflächenwasser	5 – 20 (12)
Klima			
Erwärmend	N ₂ O (Feld)	Luft	4 – 17 (10)
	N ₂ O (Düngerproduktion)	Luft	0,03 – 0,3
Kühlend	NO _x	Luft	-9 – -2 (-3)
	NH ₃	Luft	-3 – 0 (-1)
Landwirtschaft			
Ertragseinbußen	NO _x	Luft	1 – 2
Ertragszunahme	Stickstoffdünger (erstes Jahr)	Boden	-0,5 – -3 (1,7)
	Stickstoffdünger (zweites Jahr)	Boden	-1,5 – -5 (3,7)

¹⁶ Die Werte in Klammern sind aus den Studien als sinnvolle Geldwerte zur weiteren Kalkulation von den Autoren geschlussfolgert (Van Grinsven et al. 2013, S. 3573).

Anhang III-2: Durchschnittliche monatliche Nahrungsmittelausgabe pro Person in Deutschland (Statistisches Bundesamt 2013; BÖLW 2015; BÖLW 2016).

Kategorien	absolut [€]	relativ [%]
Gesamt	112,44	100
davon tierisch	49,52	44,04
davon pflanzlich	62,92	55,96
davon konventionell	108,61	96,60
davon biologisch	3,82	3,40