

TEXTE

163/2023

# Auswirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe und der Verwendung von Gärresten auf die Oberflächen- und Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland



TEXTE 163/2023

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für  
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3719 43 203 3  
FB000986

# **Auswirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe und der Verwendung von Gärres- ten auf die Oberflächen- und Grundwasser- beschaffenheit in Deutschland**

Abschlussbericht

von

Uwe Häußermann, Martin Bach, Laura Klement, Lukas  
Knoll, Lutz Breuer  
Justus-Liebig-Universität Gießen  
Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanage-  
ment

Jörn Strassemer, Franz Pöllinger, Burkhard Golla  
Julius-Kühn-Institut, Kleinmachnow  
Institut für Strategien und Folgenabschätzung

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

## **Impressum**

### **Herausgeber**

Umweltbundesamt  
Wörlitzer Platz 1  
06844 Dessau-Roßlau  
Tel: +49 340-2103-0  
Fax: +49 340-2103-2285  
[buergerservice@uba.de](mailto:buergerservice@uba.de)  
Internet: [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)

### **Durchführung der Studie:**

Justus Liebig-Universität Gießen  
Heinrich-Buff-Ring 26  
35392 Gießen

### **Abschlussdatum:**

März 2022

### **Redaktion:**

Fachgebiet II 2.1 Übergreifende Angelegenheiten Wasser und Boden  
Falk Hilliges

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, November 2023

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

### **Kurzbeschreibung: Auswirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe und der Verwendung von Gärresten auf die Oberflächen- und Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland**

Der Anbau von nachwachsenden Rohstoffe (NawaRo's) für die Erzeugung von Biogas und zur Herstellung von Biokraftstoffen wurde in Deutschland seit Anfang der 2000er Jahre erheblich ausgeweitet. Es wird untersucht, ob bzw. in welchem Umfang durch die Zunahme des NawaRo-Anbaus die Gewässer in Deutschland durch Einträge von Nitrat und Pflanzenschutzmitteln sowie infolge verstärkter Bodenerosion möglicherweise belastet werden. Dazu wird zunächst die Entwicklung der Anbauflächen von Mais und Raps in den Kreisen dargestellt. Die Bewertung der Gewässergefährdung durch Nitratreinträge erfolgt anhand des Überschusses der Stickstoff-Flächenbilanz. Das Risiko für Oberflächengewässer durch den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln aus der Anwendung im Mais- und Rapsanbau wird mit dem Modell SYNOPS modelliert. Zur Bewertung der Grundwasserbelastung werden die Fundhäufigkeiten in Grundwasser-Messstellen ausgewertet. Der Bodenabtrag von Ackerflächen wird schließlich anhand der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) und der Sedimenteintrag in Oberflächengewässer mit dem Modell Terraflux ermittelt. Die Wirkungen des Energiepflanzenanbaus auf diese vier Komponenten der Gewässergüte werden mittels Szenario-Berechnungen bzw. aus dem Vergleich der Situation „ohne“ und „mit“ Anbau von Energiepflanzen abgeschätzt. Zusammenfassend werden die Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Oberflächen- und Grundwasserbeschaffenheit für die drei Bereiche N-Überschuss, PSM im Grundwasser sowie Bodenerosion und Sedimenteintrag als weniger gravierend eingestuft. Auch in Bezug auf die PSM-Belastung von Oberflächengewässern hat nach SYNOPS-Modellergebnis das Risiko nicht zugenommen. Aktuelle Monitoringergebnisse an kleinen Gewässern legen allerdings die Vermutung nahe, dass das Risiko von Runoff-Einträgen in Oberflächengewässer mit SYNOPS nicht zutreffend ermittelt wird. Mögliche weitere Umweltbelastungen durch den Anbau von Energiepflanzen wie beispielsweise Humusabbau, Biodiversitätsverlust, Insektensterben, Veränderung des Landschaftsbildes und erhöhte Treibhausgas-Emissionen sind nicht Gegenstand dieser Untersuchung.

### **Abstract: Effects of the cropping renewable raw materials and the use of digestate on surface and groundwater quality in Germany**

The cultivation of renewable raw materials (NawaRo's) for the production of biogas and biofuels has been significantly expanded in Germany since the beginning of the 2000s. The study investigates to what extent the increase in NawaRo cropping could possibly impair water bodies in Germany via inputs of nitrate and pesticides and by increased soil erosion. For this purpose, the increase of maize and rapeseed acreages in the districts is presented first. The nitrate input into waters is assessed based on the surplus of the nitrogen soil surface balance. The risk to surface waters from pesticide contamination from the application on corn and rapeseed areas is modelled by the SYNOPS model. For the evaluation of groundwater pollution, the frequency of pesticide findings in groundwater monitoring wells is analysed. Finally, soil erosion from arable land is determined using the Universal Soil Erosion Equation (USLE) and sediment input into surface waters is determined using the Terraflux model. The effects of energy crop cultivation on these four components of water quality are estimated by scenario calculations or from the comparison of the situation "without" and "with" energy crops. In summary, the effects of energy crop cultivation on surface and groundwater quality are classified as less serious for the three areas of N-surplus, pesticides in groundwater, and soil erosion and sediment input. According to SYNOPS model results, the risk has also not increased with regard to pesticide contamination of surface waters. However, current monitoring results on small water bodies suggest that the risk of runoff inputs to surface waters is not accurately determined by SYNOPS. Possible further environmental impacts of energy crop cultivation, such as humus depletion, loss of biodiversity, insect mortality, landscape change and increased greenhouse gas emissions are not the subject of this study.

## Inhaltsverzeichnis

|                                                                                                     |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Abbildungsverzeichnis.....                                                                          | 8  |
| Tabellenverzeichnis .....                                                                           | 9  |
| Abkürzungsverzeichnis .....                                                                         | 11 |
| Zusammenfassung.....                                                                                | 13 |
| Summary .....                                                                                       | 18 |
| 1 Einführung .....                                                                                  | 23 |
| 2 Entwicklung des Anbaus von Mais und Raps als Energiepflanzen in Deutschland .....                 | 26 |
| 2.1 Bezugsjahre und Datengrundlage .....                                                            | 26 |
| 2.2 Mais.....                                                                                       | 27 |
| 2.2.1 Entwicklung des Biogasanlagenbestands .....                                                   | 28 |
| 2.2.2 Abschätzung der Anbaufläche von Silomais als Biogas-Substrat.....                             | 28 |
| 2.2.3 Entwicklung der Mais-Anbauflächen .....                                                       | 34 |
| 2.3 Raps.....                                                                                       | 40 |
| 2.3.1 Entwicklung der Produktion und des Verbrauchs von Biodiesel .....                             | 40 |
| 2.3.2 Entwicklung der Raps-Anbaufläche .....                                                        | 42 |
| 3 Veränderung des N-Überschuss durch Mais- und Rapsanbau.....                                       | 47 |
| 3.1 Methodik der N-Bilanzierung.....                                                                | 47 |
| 3.2 Ergebnisse zur Veränderung des N-Überschuss .....                                               | 48 |
| 3.3 Fazit zum N-Überschuss.....                                                                     | 51 |
| 4 Pflanzenschutzmittel-Belastung der Oberflächengewässer durch Energiepflanzenanbau .....           | 53 |
| 4.1 Risikoanalyse mit Modell SYNOPS .....                                                           | 53 |
| 4.2 Methode der räumlichen Risikoanalyse .....                                                      | 54 |
| 4.3 Ergebnisse .....                                                                                | 62 |
| 4.4 Fazit zur Belastung von Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln .....                    | 69 |
| 5 Pflanzenschutzmittel-Belastung des Grundwassers durch Mais- und Rapsanbau .....                   | 71 |
| 5.1 Methodik der Ermittlung der PSM-Grundwasserbelastung .....                                      | 71 |
| 5.2 Ergebnisse zur Grundwasserbelastung mit Pflanzenschutzmitteln.....                              | 72 |
| 5.3 Fazit zur Grundwasserbelastung mit Pflanzenschutzmitteln.....                                   | 75 |
| 6 Bodenerosion und Sedimenteintrag in Oberflächengewässer durch den Anbau von Biogas-Silomais ..... | 77 |
| 6.1 Methodik der Ermittlung von Bodenabtrag und Sedimenteintrag.....                                | 77 |
| 6.1.1 Bodenabtrag durch Wassererosion .....                                                         | 77 |
| 6.1.2 Sedimenteintrag .....                                                                         | 80 |

|     |                                                                |     |
|-----|----------------------------------------------------------------|-----|
| 6.2 | Ergebnisse zu Bodenabtrag und Sedimenteintrag.....             | 81  |
| 6.3 | Fazit zu Bodenerosion und Sedimenteintrag.....                 | 86  |
| 7   | Maßnahmen, Ausblick und Fazit .....                            | 88  |
| 7.1 | Bewertung des Energiepflanzenanbaus in der Literatur .....     | 88  |
| 7.2 | Erwartete Entwicklungen des Mais- und Rapsanbau bis 2030 ..... | 93  |
| 7.3 | Minderungsmaßnahmen und Handlungsempfehlungen.....             | 95  |
| 7.4 | Zusammenfassendes Fazit .....                                  | 98  |
| 8   | Danksagung .....                                               | 101 |
| 9   | Quellenverzeichnis .....                                       | 102 |
| A   | Anhang .....                                                   | 110 |

## Abbildungsverzeichnis

|               |                                                                                                                                                                                                                                                                                                            |    |
|---------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Abbildung 1:  | Entwicklung der Anteile der Kulturartenanteile an der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland seit 1950 (ab 1991 heutiger Gebietsstand). ....                                                                                                                                                   | 23 |
| Abbildung 2:  | Anzahl und Größenklassenverteilung der Biogasanlagen (n. DBFZ-Anlagen-datenbank), installierte Anlagenleistung und Stromerzeugung (n. AGEE-Stat; UBA 2020) in Deutschland von 1999 bis 2019. ....                                                                                                          | 28 |
| Abbildung 3:  | Eingespeiste elektrische Arbeit aus Biogasanlagen (einschließlich Biomethan-anlagen-Äquivalent) in Megawattstunden pro Hektar Landwirtschaftsfläche (a) im Jahr 2000, (b) im Jahr 2010, (c) im Mittel 2016-2018 in den Kreisen in Deutschland. ....                                                        | 31 |
| Abbildung 4:  | Mittlere Substratzusammensetzung <sup>a</sup> (bezogen auf Frischmasse) der land-wirtschaftlichen Biogasanlagen (ohne Bioabfallvergärungsanlagen) in Deutschland nach KTBL (2015) und nach DBFZ (2017). ....                                                                                               | 32 |
| Abbildung 5:  | Entwicklung der Anbauflächen von Mais insgesamt, Silomais insgesamt und Silomais zur Verwendung als Substrat in Biogasanlagen in Deutschland 2000 bis 2018. ....                                                                                                                                           | 35 |
| Abbildung 6:  | Anteil der Anbaufläche von Silomais an der Landwirtschaftsfläche (a) im Jahr 2000, (b) im Jahr 2010, (c) im Mittel der Jahre 2016-2018 in den Kreisen in Deutschland. ....                                                                                                                                 | 37 |
| Abbildung 7:  | Häufigkeitsverteilung des Silomais-Anbaus (Anteil an der Landwirtschaftsfläche) im Jahr 2000, im Jahr 2010 und im Mittel 2016-2018 in den Kreisen in Deutschland. ....                                                                                                                                     | 38 |
| Abbildung 8:  | Zunahme der Anbaufläche (Anteil an der Landwirtschaftsfläche) von Silomais zur Verwendung als Gärsubstrat und der Zunahme der eingespeisten elektrischen Arbeit aus Biogasanlagen (MWh pro Hektar Landwirtschaftsfläche) im Mittel 2016-2018 gegenüber Jahr 2000 in den Kreisregionen in Deutschland. .... | 39 |
| Abbildung 9:  | Produktion und Verbrauch von Biodiesel und Pflanzenöl in Deutschland. ....                                                                                                                                                                                                                                 | 41 |
| Abbildung 10: | Entwicklung der Anbauflächen von Raps insgesamt 2000 bis 2018 und Raps zur Biodieselerzeugung in Deutschland 2012 bis 2018. ....                                                                                                                                                                           | 42 |
| Abbildung 11: | Standorte und Produktionskapazitäten von Biodieselanlagen in Deutschland. ....                                                                                                                                                                                                                             | 43 |
| Abbildung 12: | Anteil der Anbaufläche von Raps an der Landwirtschaftsfläche (a) im Jahr 2000, (b) im Jahr 2010, (c) im Mittel der Jahre 2016-2018 in den Kreisen in Deutschland. ....                                                                                                                                     | 44 |
| Abbildung 13: | Häufigkeitsverteilung des Raps-Anbaus (Anteil an der Landwirtschaftsfläche) im Jahr 2000, im Jahr 2010 und im Mittel 2016-2018 in den Kreisen in Deutschland. ....                                                                                                                                         | 45 |
| Abbildung 14: | Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz in den Kreisen in Deutschland, (a) Ist-Situation (Mittel 2016-2018), (b) Szenario "ohne Biodiesel", (c) Szenario "ohne Biogas". ....                                                                                                                               | 50 |
| Abbildung 15: | Häufigkeitsverteilung des Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz in Deutsch-land für die Ist-Situation (Mittel 2016-2018) und die Szenarien "ohne Biodiesel" und "ohne Biogas". ....                                                                                                                      | 51 |

|               |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        |    |
|---------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Abbildung 16: | Cluster für die regionale Erhebung und Analyse der Pflanzenschutzintensität (CEPI) im Ackerbau in Deutschland (Dachbrodt-Saaydeh et al. 2019). ....                                                                                                                                                                                                                    | 58 |
| Abbildung 17: | Boxplots der Verteilung der schlagspezifischen Risiken ( $ETR_{A(aqu)}$ ) des akuten aquatischen Risikos durch Mais- und Winterrapsanbau in 2000 und 2016 für Deutschland insgesamt. Dargestellt sind die Verteilungsklassen 5, 25, 50, 75, 80, 90 und 95 Perzentil. Die gelbe bzw. rote Linie entsprechen dem Schwellenwert für mittleres bzw. hohes Risiko. ....     | 68 |
| Abbildung 18: | Boxplots der Verteilung der schlagspezifischen Risiken ( $ETR_{C(aqu)}$ ) des chronischen aquatischen Risikos durch Mais- und Winterrapsanbau in 2000 und 2016 für Deutschland insgesamt. Dargestellt sind die Verteilungsklassen 5, 25, 50, 75, 80, 90 und 95 Perzentil. Die gelbe bzw. rote Linie entspricht dem Schwellenwert für mittleres bzw. hohes Risiko. .... | 69 |
| Abbildung 19: | Anteil der Messstellen mit Funden von Wirkstoffen und Metaboliten mit Anwendung im Maisanbau im Konzentrationsbereich $>0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ im Grundwasser in Deutschland in vier Auswertungsperioden (LAWA 2003, 2011, 2015, 2019). ....                                                                                                                          | 74 |
| Abbildung 20: | Schema der Ermittlung der Sediment-Einträge in die Oberflächengewässer in Deutschland mit Wassererosion nach Gebel et al. (2020). ....                                                                                                                                                                                                                                 | 80 |
| Abbildung 21: | Bodenabtrag von Ackerflächen (im vieljährigen Mittel) in den Kreisen in Deutschland (a) im Jahr 2000, (b) im Mittel der Jahre 2016-2018 <sup>a</sup> , (c) im Mittel der Jahre 2016-2018 mit Annahme „ohne Anbau von Biogas-Silomais“. ....                                                                                                                            | 83 |
| Abbildung 22: | Häufigkeitsverteilung der Bodenerosion (im vieljährigen Mittel) in den Kreisen in Deutschland, (a) im Jahr 2000, (b) im Mittel der Jahre 2016-2018, (c) im Mittel der Jahre 2016-2018 mit Annahme „ohne Anbau von Biogas-Silomais“. ...                                                                                                                                | 84 |
| Abbildung 23: | Sedimenteintrag in Gewässer (im vieljährigen Mittel) über Bodenerosion in den Kreisen in Deutschland (a) im Jahr 2000 <sup>a</sup> , (b) im Mittel der Jahre 2016-2018, (c) im Mittel der Jahre 2016-2018 mit Annahme „ohne Anbau von Biogas-Silomais“. ....                                                                                                           | 85 |

## Tabellenverzeichnis

|            |                                                                                                                                                                                                          |    |
|------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabelle 1: | Ermittlung des Substratbedarfs zur Erzeugung von 1 MWh eingespeister elektrischer Arbeit. ....                                                                                                           | 33 |
| Tabelle 2: | Vergleich der geschätzten Anbauflächen von Silomais zur Verwendung als Biogas-Substrat in Deutschland nach hier vorliegender Untersuchung und nach Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR, 2019). .... | 36 |
| Tabelle 3: | Silomais-Anbau in den 15 Landkreisen mit dem größten Silomais-Anteil an der Landwirtschaftsfläche (Mittel 2016-2018). ....                                                                               | 40 |
| Tabelle 4: | Raps-Anbau in den 15 Landkreisen mit dem größten Raps-Anteil an der Landwirtschaftsfläche (Mittel 2016-2018). ....                                                                                       | 46 |
| Tabelle 5: | Bilanzgrößen der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland, Ist-Situation (Mittel der Jahre 2016 – 2018), Szenario „ohne Biodiesel“ und Szenario „ohne Biogas“. ....                    | 49 |

|             |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |     |
|-------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Tabelle 6:  | Klasseneinteilung der Werte für das akute Risiko $ETR_{A(aqu)}$ und das chronische Risiko $ETR_{C(aqu)}$ für Gewässerorganismen. ....                                                                                                                                                                          | 62  |
| Tabelle 7:  | Anzahl der abgeleiteten generischen Applikationsmuster je Kultur und CEPI-Region mit der Anzahl der angewandten PSM und Wirkstoffe.....                                                                                                                                                                        | 63  |
| Tabelle 8:  | Wirkstoffe, die in den generischen Applikationsmustern (n = 144) für Mais und Winterraps angewandt wurden. ....                                                                                                                                                                                                | 63  |
| Tabelle 9:  | Anzahl und Summe der Flächen mit Mais- und Winterrapsanbau in den CEPI-Regionen in den Jahren 2000 und 2016 für die Risikoberechnung mit SYNOPS....                                                                                                                                                            | 66  |
| Tabelle 10: | Veränderung des akuten und des chronischen aquatischen Risikos für Oberflächengewässer durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Mais- und Winterrapsanbau in Deutschland in 2016 gegenüber 2000. ....                                                                                                  | 67  |
| Tabelle 11: | Zulassungsstatus, Einsatzbereich, Kulturartenspektrum sowie absolute und relative Fundhäufigkeit von Wirkstoffen und Metaboliten mit Konzentration $>0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ im oberflächennahen Grundwasser in Deutschland in vier Auswertungsperioden (LAWA 2003, 2011, 2015, 2019). ....                    | 72  |
| Tabelle 12: | Vieljähriger mittlerer Bodenabtrag durch Wasser von Ackerflächen (AF) und Sedimenteintrag in Oberflächengewässer in Deutschland auf Basis der Modellierung mit dem weiterentwickelten MoRE-Ansatz für Bezugsjahre 2000 und 2016-2018 sowie für Szenarien 2016-2018 (Gebel et al. 2021; Fuchs et al. 2022)..... | 82  |
| Tabelle 13: | Gegenüberstellung der fünf Landkreise mit der größten Zunahme des Silomais-Anteils an der Landwirtschaftsfläche und mit der größten Zunahme des mittleren Bodenabtrags pro Hektar Ackerfläche von 2000 bis Mittel 2016-2018.....                                                                               | 86  |
| Tabelle 14: | Entwicklung der Anbauflächen von Mais insgesamt, Silomais insgesamt und Silomais zur Verwendung in Biogasanlage in Deutschland 2000 bis 2018.....                                                                                                                                                              | 110 |
| Tabelle 15: | Mittlere Substratzusammensetzung (Energiepflanzen und Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung) der landwirtschaftlichen Biogasanlagen (ohne Bioabfallvergärungsanlagen) in den Bundesländern und Deutschland; alle Angaben in t FM pro MWh eingespeiste elektrische Arbeit.....                                  | 111 |
| Tabelle 16: | Entwicklung der Anbauflächen von Raps insgesamt und zur Verwendung für die Biodieselerzeugung in Deutschland 2000 bis 2018. ....                                                                                                                                                                               | 112 |
| Tabelle 17: | Anteil konservierender Bodenbearbeitung <sup>a</sup> 2015/16 nach Bundesländern bzw. Regierungsbezirken (Gebel et al. 2021, Fuchs et al. 2022, DESTATIS 2017). ....                                                                                                                                            | 113 |

## Abkürzungsverzeichnis

|                         |                                                                                                                   |
|-------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>ABAG</b>             | Allgemeine Bodenabtragsgleichung                                                                                  |
| <b>ASE</b>              | Agrarstrukturhebung                                                                                               |
| <b>ATKIS</b>            | Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem                                                       |
| <b>BHKW</b>             | Blockheizkraftwerk                                                                                                |
| <b>BH</b>               | Behandlungshäufigkeit                                                                                             |
| <b>BI</b>               | Behandlungsindex                                                                                                  |
| <b>BKG</b>              | Bundesamt für Kartografie und Geodäsie                                                                            |
| <b>BL</b>               | Bundesland                                                                                                        |
| <b>BVL</b>              | Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit                                                        |
| <b>CCM</b>              | Corn-Cob-Mix                                                                                                      |
| <b>CEPI</b>             | Cluster zur regionalen Erhebung und Analyse der Pflanzenschutzintensität                                          |
| <b>CLC</b>              | CORINE Land Cover, Landbedeckungs- und Landnutzungsdaten (CORINE: Coordination of Information on the Environment) |
| <b>DBFZ</b>             | Deutsches Biomasseforschungszentrum                                                                               |
| <b>DGM</b>              | Digitales Geländemodell                                                                                           |
| <b>DüV</b>              | Düngeverordnung                                                                                                   |
| <b>DWD</b>              | Deutscher Wetterdienst                                                                                            |
| <b>EC<sub>50</sub></b>  | Effekt-Konzentration, bei der 50% einer Population einen Effekt zeigen                                            |
| <b>ETR</b>              | Exposure toxicity ratio                                                                                           |
| <b>EU</b>               | Europäische Union                                                                                                 |
| <b>F</b>                | Fungizid                                                                                                          |
| <b>FNR</b>              | Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe                                                                               |
| <b>GAM</b>              | Generische Applikationsmuster                                                                                     |
| <b>GIS</b>              | Geografisches Informationssystem                                                                                  |
| <b>GV</b>               | Großvieheinheit                                                                                                   |
| <b>H</b>                | Herbizid                                                                                                          |
| <b>I</b>                | Insektizid                                                                                                        |
| <b>InVeKoS</b>          | Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem                                                                      |
| <b>kWh<sub>el</sub></b> | Kilowattstunde elektrischer Arbeit                                                                                |
| <b>LBM-DE</b>           | Digitale Landesbedeckungsmodell für Deutschland                                                                   |
| <b>LC<sub>50</sub></b>  | Letale Konzentration, die für 50% einer Population tödlich ist                                                    |
| <b>LF</b>               | Landwirtschaftlich genutzte Fläche                                                                                |
| <b>LZ</b>               | Landwirtschaftszählung                                                                                            |
| <b>MoRE</b>             | Modeling of Regionalized Emissions                                                                                |
| <b>MW, MWh</b>          | Megawatt, Megawattstunde                                                                                          |
| <b>N</b>                | Stickstoff                                                                                                        |
| <b>NAP</b>              | Nationaler Aktionsplan Pflanzenschutz                                                                             |
| <b>NawaRo</b>           | Nachwachsende Rohstoffe                                                                                           |

|                       |                                                         |
|-----------------------|---------------------------------------------------------|
| <b>Nm<sup>3</sup></b> | Norm-Kubikmeter (Biomethan)                             |
| <b>NOEC</b>           | No Observed Effect Concentration                        |
| <b>OGewV</b>          | Oberflächengewässerverordnung                           |
| <b>PAPA</b>           | Panel Pflanzenschutzmittel-Anwendungen                  |
| <b>PEC</b>            | Predicted Environmental Concentration                   |
| <b>PINETI</b>         | Pollutant Input and Ecosystem Impact (UBA-Projektreihe) |
| <b>PIX</b>            | Deutscher Pflanzenschutzindex                           |
| <b>PPDB</b>           | Pesticide Property Database                             |
| <b>PSM</b>            | Pflanzenschutzmittel                                    |
| <b>SDR</b>            | Sediment Delivery Ratio                                 |
| <b>SYNOPS</b>         | Synoptische Bewertung von Pflanzenschutzmitteln         |
| <b>TWA</b>            | time weighted average                                   |
| <b>THG</b>            | Treibhausgase                                           |
| <b>TM</b>             | Trockenmasse                                            |
| <b>UAA</b>            | Used agricultural area (Landwirtschaftsfläche, LF)      |
| <b>UBA</b>            | Umweltbundesamt                                         |
| <b>UFOP</b>           | Union zur Förderung von Öl- und Proteinpflanzen         |
| <b>USLE</b>           | Universal Soil Loss Equation                            |

## Zusammenfassung

Unter dem Begriff „Nachwachsende Rohstoffe (NawaRo)“ werden land- und forstwirtschaftlich erzeugte Produkte zusammengefasst, die nicht als Nahrungs- oder Futtermittel verwendet werden, sondern die für die Erzeugung von Wärme, Strom oder Energieträgern eingesetzt oder stofflich für andere Zwecke genutzt werden. Die Verwendung von NawaRo's für die Energiegewinnung in Form von Biogas und zur Herstellung von Biokraftstoffen wird seit Anfang der 2000er Jahre in großem Umfang gefördert. Gleichzeitig wurde und wird die energetische Nutzung von Biomasse jedoch auch kontrovers diskutiert, da der Anbau von Energiepflanzen, insbesondere von Mais, vielfältige negative Umweltwirkungen zur Folge haben kann. Das Gewässergütemonitoring in Deutschland (UBA 2017) wirft die Frage auf, in welchem Umfang die Einträge von Stickstoff, Pflanzenschutzmitteln und erodiertem Bodenmaterial in das Gewässersystem auf den Anbau von Energiepflanzen zurückzuführen sind.

Im vorliegenden Bericht werden daher die Auswirkungen der Zunahme des Anbaus von Mais und Raps als NawaRo's auf die Oberflächen- und Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland untersucht (NawaRo's zur stofflichen Nutzung werden nicht betrachtet). Für ausgewählte Belastungsparameter (Stickstoffüberschuss, Pflanzenschutzmittel (PSM)-Risiko der Oberflächengewässer, PSM-Funde im Grundwasser, Bodenabtrag und Sedimenteintrag) wird dazu die aktuelle Situation (Mittel der Jahre 2016-2018) der Ausgangssituation im Jahr 2000 (vor der starken Ausweitung des NawaRo-Anbaus) gegenübergestellt und die Veränderung durch die Zunahme des Mais- und Rapsanbaus wird bewertet. Die Berechnungen und Ergebnisdarstellungen erfolgen regional differenziert für die 402 Kreise und kreisfreien Städte (im Gebietsstand 1.1.2016) in Deutschland, die für einige Bereiche zu 299 Kreisregionen zusammengefasst wurden.

### Entwicklung der Mais-Anbauflächen

Die Anbauflächen von Silomais zum Einsatz in Biogasanlagen werden in der Agrarstatistik in Deutschland nicht explizit erhoben. Daher muss zunächst die Silomais-Anbaufläche insgesamt rechnerisch aufgeteilt werden in die Anbauflächen zur Verwendung als Futter und als Biogas-Substrat. Ausgangspunkt dafür ist die eingespeiste elektrische Arbeit aus Biogasanlagen. Mit Annahmen zum Wirkungsgrad der Biogas-Erzeugung und -Verstromung wird damit die erzeugte Biogas-Menge geschätzt. Mit Daten zur mittleren Zusammensetzung der eingesetzten Substrate wird die erforderliche Menge an Maissilage als Substrat ermittelt. Im letzten Schritt wird schließlich mit den Hektarerträgen von Silomais die (geschätzte) Anbaufläche von Biogas-Silomais berechnet, die für die Produktion dieser Substratmenge benötigt worden ist.

Die Stromerzeugung (Netzeinspeisung) aus Biogasanlagen wurde von 292 GWh a<sup>-1</sup> im Jahr 2000 auf 31.461 GWh a<sup>-1</sup> in 2018 um den Faktor 100 gesteigert. Maissilage bildet n. KTBL (2015) mit rund 47 % bezogen auf die Frischmasse (58 % bezogen auf die Methan-Ausbeute) den größten Anteil an den insgesamt eingesetzten Substraten. Aus der Substratzusammensetzung und der spezifischen Methanausbeute der Substrate berechnet sich ein Faktor von 1,48 t Maissilage pro 1 MWh eingespeister elektrischer Arbeit im Bundesmittel. Mit den Hektarerträgen von Silomais wurden schließlich aus dem jährlichen Bedarf an Biogas-Maissilage die Anbauflächen von Biogas-Mais in den Kreisen berechnet.

Die Anbaufläche von Mais insgesamt hat von 1,51 Mio. ha in 2000 um 58 % auf 2,56 Mio. ha in 2012 zugenommen (entsprechend 22,2 % der Ackerfläche bzw. 15,7 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche) und ist seitdem annähernd konstant geblieben. Die (geschätzte) Anbaufläche von Biogas-Silomais wurde dabei, parallel zum Zuwachs an Biogasanlagen, ganz erheblich ausgedehnt von 0,01 Mio. ha in 2000 auf 1,26 Mio. ha in 2018. Die Biogas-Silomaisanbaufläche zeigt ab

2013 stärkere Schwankungen, die (zumindest teilweise) auf das Berechnungsverfahren zurückzuführen sind: die witterungsbedingte jährliche Variabilität der Silomais-Erträge beeinflusst unmittelbar die Ermittlung der Silomais-Anbaufläche.

Bei der Bewertung der Ausweitung des Maisanbaus seit den 2000er Jahren ist zu beachten, dass Biogas-Mais nur eine von drei Verwertungsrichtungen darstellt. Im Mittel 2016-2018 verteilt sich die Gesamtanbaufläche von Mais in Deutschland zu rund 84 % auf Silomais, der jeweils rund zur Hälfte als Futter und als Gärsubstrat verwendet wird, und zu 16 % auf Körnermais (einschl. CCM), das heißt bezogen auf die Mais-Anbaufläche nimmt Biogas-Silomais nur rund 42 % der Fläche ein. Gebiete mit einem hohen Anbauanteil von Silomais sind in Deutschland vor allem in Niedersachsen und Bayern zu finden. In Niedersachsen konzentriert sich der Maisanbau auf den nördlichen und westlichen Landesteil, in Bayern liegen die Anbauschwerpunkte in den Regierungsbezirken Schwaben und im südöstlichen Oberbayern

### **Entwicklung der Winterraps-Anbauflächen**

Die Anbauflächen von Raps zur Herstellung von Biodiesel werden in der Agrarstatistik analog zum Biogas-Silomais) nicht explizit erhoben. Von der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR) werden die Anbauflächen von Raps zur Biodieselerzeugung ermittelt, indem aus den Verarbeitungsmengen von inländischem Raps, mit Annahmen zur Biodiesel-Ausbeute aus Rapskorn und den Rapsenerträgen, auf die Anbaufläche zurückgerechnet wird. Die Rapsanbaufläche insgesamt in Deutschland veränderte sich zwischen 2000 bis 2018 wesentlich weniger als der Maisanbau. Ausgehend von rund 1,05 Mio. ha in 2000 (entsprechend 6,1 % der LF) wurde die größte Ausdehnung mit 1,46 Mio. ha in 2013 (8,7 % der LF) erreicht, seitdem ist die Raps-Anbaufläche wieder auf 1,22 Mio. ha (7,4 % der LF) im Jahr 2018 zurückgegangen. Hohe Anteile von Raps-Anbauflächen an der AF konzentrieren sich in den Regionen mit Marktfruchtbetrieben in Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt und Sachsen.

Die Anbaufläche von Raps zur Biodieselerzeugung erreichte ihren höchsten Wert mit 805.000 ha im Jahr 2015 (entsprechend 63 % der gesamten Raps-Anbaufläche). In 2018 ist der Rapsanbau für die Biodieselerzeugung auf 560.000 ha zurückgegangen (46 % der Anbaufläche). Der Rückgang ist auf die Zunahme der Importe sowie darauf zurückzuführen, dass in den letzten Jahren einheimisches Rapsöl in der Biodieselherstellung durch Palmöl und Sojaöl verdrängt wurde.

### **Auswirkung auf den Stickstoff-Überschuss**

Der Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz dient als Bewertungsgröße für die potenzielle Gewässerbelastung mit Nitrat. Die Berechnungsmethodik und die Ist-Situation des N-Überschuss in den Kreisen (Mittel 2016-2018) werden von Häußermann et al. (2019) übernommen. In zwei Szenarien „ohne Biogas“ und „ohne Biodiesel“ wird angenommen, dass die Anbauflächen von Biogas-Silomais bzw. Biodiesel-Raps entfallen und stattdessen auf diesen Flächen zusätzlich Marktfrüchte angebaut werden (entsprechend ihren Anbauanteilen). Für diese beiden Szenarien werden anschließend N-Düngungsbedarf, N-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern und N-Mineraldüngung (sowie die übrigen Größen der N-Bilanz) neu berechnet und als Ergebnis wird die Änderung des N-Überschuss ermittelt. Mit diesem Ansatz vermindert sich im Szenario „ohne Biogas“ der N-Überschuss im Bundesmittel von rd. 80 kg N/ha LF in der Ist-Situation auf rd. 69 kg N/ha LF. Der Rückgang fällt in den einzelnen Kreisen tendenziell umso stärker aus, je höher der Anteil der Anbaufläche von Biogas-Silomais an der LF ist. Für das Szenario "ohne Biodiesel-Erzeugung" wird im Mittel des Bundesgebietes keine Änderung des N-Überschuss berechnet.

### Auswirkung auf die PSM-Belastung der Oberflächengewässer

Für die Oberflächengewässer wird das Risiko des PSM-Eintrags mit Hilfe des synoptischen Bewertungsmodells SYNOPS modelliert. Dazu werden generische PSM-Applikationsmuster in Mais und Winterraps für drei Intensitätsstufen in den Jahren 2011 bis 2018 und auf die Ackerflächen mit Mais- bzw. Rapsanbau zufällig verteilt. Die Flächenanteile der beiden Kulturen in den Gemeinden gehen auf die InVeKoS-Datenbank der Agrarverwaltung zurück. Für diese PSM-Anwendungen werden mit dem Modell SYNOPS die Wirkstoffeinträge über Spraydrift, Runoff (Oberflächenabfluss) und Erosion in Oberflächengewässer aus den einzelnen Anwendungen berechnet. Aus diesen Einträgen wird die zu erwartende Wirkstoffkonzentration (predicted environmental concentration) berechnet und mit den akuten und chronischen ökotoxikologischen Risikoindizes für Gewässerorganismen verglichen. Die Maximalwerte aus den einzelnen Risikoindizes werden schließlich räumlich zusammengefasst über alle Gewässerabschnitte in Deutschland und die (modellierte) Belastungssituation im Jahr 2016 wird dem Jahr 2000 gegenübergestellt.

Gemäß dieser SYNOPS-Modellierung liegt die Belastung von Oberflächengewässer durch PSM-Einträge aus Mais- und Rapsanbau insgesamt auf einem niedrigen Niveau, wobei der Flächenanteil mit einem "mittleren" Risiko in Raps mit etwas über 1 % der Ackerfläche am höchsten ist. Durch die Zunahme der Anbauflächen von Mais und Raps in 2016 gegenüber 2000 (als Referenzjahr) hat das aquatische Risiko nur geringfügig zugenommen. Diese Bewertung gilt unter den ceteris-paribus-Bedingungen, dass für die Modellierung identische generische Applikationsmuster und der gleiche Witterungsverlauf für die beiden Jahre zugrunde gelegt wurden, um ausschließlich den Effekt der Veränderung der Anbauflächen beurteilen zu können. In der Realität ist jedoch davon auszugehen, dass die jährlich variierenden Applikationsmuster (u.a. infolge von unterschiedlicher Befallsituation in den Jahren sowie Veränderungen im Angebot von PSM-Präparaten) und die Variabilität der jährlichen Witterungsverläufe das Risiko der PSM-Gewässereinträge maßgeblich prägen, der Einfluss veränderter Kulturartenanteile (in den hier vorliegenden Größenordnungen) dagegen eher nachrangig ist. Weiterhin wird in die Bewertung der Risikoänderung durch den Anbau von NawaRo's das Opportunitätsrisiko nicht mit einbezogen, das heißt die Veränderung des Gesamtrisikos für die Gewässerorganismen in der Summe aller PSM-Applikation in Deutschland infolge der Verminderung des Risikos derjenigen Kulturarten, deren Anbaufläche durch Raps und Mais zurückgedrängt worden ist.

### Auswirkung auf die PSM-Belastung des Grundwassers

Für die Bewertung der Belastung des Grundwassers durch PSM-Anwendungen im NawaRo-Anbau wird die Häufigkeit von PSM-Funden im Grundwasser ausgewertet, die den WRRL-Schwellenwert von  $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  überschreiten. Dazu werden die „Berichte zu Grundwasserbeschaffenheit“ der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) für die vier Zeiträume von 2001-2005 bis 2013-2016 ausgewertet. Insgesamt wurden in jedem Berichtszeitraum jeweils rund 13.000 bis 14.000 Messstellen analysiert. 28 Wirkstoffe bzw. Metaboliten wurden in mindestens zwei Betrachtungszeiträumen in jeweils mindestens fünf Messstellen mit einer Konzentration  $>0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  nachgewiesen. Eine Zunahme der Fundhäufigkeiten im Grundwasser ist für die aktuell zugelassenen PSM-Wirkstoffe, die typischerweise im Mais- bzw. im Rapsanbau eingesetzt werden, aus diesem Datensatz nicht festzustellen.

Bei der Interpretation ist einschränkend zu beachten, dass (i) die absoluten Fundhäufigkeiten der aktuell eingesetzten Wirkstoffe insgesamt sehr niedrig sind, (ii) zwischen der Ausbringung eines Wirkstoffs auf der Ackerfläche und dem Nachweis in einer Grundwassermessstelle ein (unbekannter) Zeitverzug von Jahren bis Jahrzehnten liegt, und (iii) zusätzlich die Veränderung der Ausbringungsmengen der einzelne Wirkstoff im Zeitverlauf mit einbezogen werden müsste,

die aber nur in grob gestuften Klassen veröffentlicht werden. Insgesamt gesehen sind die Fundhäufigkeiten von PSM im Grundwasser seit der Auswertungsperiode 1996-2000 stetig zurückgegangen. Für diejenigen Herbizide, die seit dem Verbot von Atrazin, Propazin und Simazin im Maisanbau ab 1990 eingesetzt werden, ist auf Basis der Fundhäufigkeiten in den Grundwassermessstellen nicht zu erkennen, dass deren Wirkstoffe - im Vergleich bspw. zu Getreideherbiziden - durch ein erhöhtes Grundwassereintragsrisiko gekennzeichnet sind.

### **Auswirkung auf Bodenerosion und Sedimenteintrag**

Der Bodenabtrag von Ackerflächen (im vieljährigen Mittel) wird mit der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) ermittelt, der darauf zurückzuführende Sedimenteintrag in Oberflächengewässer wird mit dem Modell Terraflux geschätzt. Mit dieser Methodik wird ein Anstieg der Bodenerosion (im vieljährigen Mittel) in Deutschland insgesamt um rund 13 % zwischen 2000 und Mittel 2016-2018 berechnet. Diese Zunahme ist ausschließlich auf die Änderung des C-Faktors (Bodenbedeckungs- und -bearbeitungsfaktor) der ABAG zurückzuführen, der den Anstieg des Anteils von Reihenkulturen an der Ackerfläche von 19,4 % AF in 2000 auf 27,2 % der AF im Mittel 2016-2018 widerspiegelt. Die Zunahme der Bodenerosion ist somit eine direkte Folge des Zuwachses an Silomais-Anbaufläche, wobei diese Zunahme sogar noch größer ausgefallen wäre, wenn nicht der Zuwachs an Maisfläche durch den Rückgang des Anbaus anderer Reihenkulturen (Zuckerrüben, Kartoffeln) seit 2000 zu einem gewissen Teil kompensiert wurde. Im regionalen Vergleich prägen allerdings die natürlichen Standortfaktoren (Erosivität der Niederschläge, Erodibilität des Bodens, Hanglänge und -neigung) die Erosionsgefährdung wesentlich stärker als der Mais-Anteil.

Der Terraflux-Modellierung zufolge gelangen von den rund 21,8 Mio. t Bodenabtrag (im vieljährigen Mittel) in 2016-2018 in Deutschland nur rund 1,4 Mio. t (entsprechend  $0,11 \text{ t ha}^{-1} \text{ AF a}^{-1}$ ) tatsächlich in ein Oberflächengewässer. Der weitaus größte Teil des Bodenabtrags von Ackerflächen wird somit gemäß Terraflux-Modell im Gewässervorfeld in der Landschaft abgelagert. Dieser Sedimenteintrag entspricht 6,6 % des Bodenabtrags und ist für 2000 und 2016-2018 annähernd identisch.

Allerdings wäre erheblicher Rückgang der Bodenerosion und des Sedimenteintrags in Oberflächengewässer möglich, wenn die Landwirtschaft in Deutschland flächendeckend Erosionsminderungsmaßnahmen umsetzen würde. Szenariorechnungen zufolge könnten mit 100 % konservierender Bodenbearbeitung der Bodenabtrag um rd. 68 % und der Sedimenteintrag sogar um rd. 79 % reduziert werden. Der Maisanbau weist dabei das größte Minderungspotenzial auf.

### **Bewertung des NawaRo-Anbaus in der Literatur**

Im Zusammenhang mit der Novellierung des EEG und der sich abzeichnenden starken Ausdehnung des Maisanbaus seit Anfang der 2000er Jahre haben sich eine Reihe von Fachleute kritisch zu dieser Entwicklung geäußert und auf die möglichen Umweltbelastungen hingewiesen. Als Gefahren eines verstärkten Maisanbaus wurden in zahlreichen Veröffentlichungen vor allem einseitige Fruchtfolgen, Erosionsgefahr, Humusabbau, Grünlandumbruch, Nitratauswaschung in die Gewässer, Verlust an Biodiversität, Pflanzenschutzmitteleinträge in Gewässer, Veränderung des Landschaftsbildes und erhöhte Treibhausgas-Emissionen aufgeführt. Die Mehrzahl der zitierten Untersuchungen stammt aus der Anfangsphase der Ausweitung des Energiepflanzenanbaus, ab ungefähr Mitte der 2010er Jahre hat dann die Auseinandersetzung mit der Thematik nachgelassen. Über die Ursachen dafür können nur Mutmaßungen angestellt werden; möglicherweise hat sich die Debatte um NawaRo's „beruhigt“, da die anfänglichen Befürchtungen nicht eingetreten sind (zumindest nicht im zunächst befürchteten Ausmaß) und weil ab 2012 kein nennenswerter Zuwachs der Mais-Anbauflächen in Deutschland mehr zu verzeichnen war. Möglicherweise sind

aber auch einfach nur die Kritikerinnen und Kritiker aufgrund der anhaltenden und tiefsitzenden Frustration über die Unverbesserlichkeit der Landwirtschaft verstummt. Eine dritte Möglichkeit könnte darin bestehen, dass sich die Debatte dringenderen Themen wie der Klimakrise zugewandt hat.

## **Fazit**

Zusammengefasst stellen sich die Auswirkungen des NawaRo-Anbaus auf die Oberflächen- und Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland, im Hinblick auf die drei Problembereiche N-Überschuss, PSM-Belastung sowie Bodenerosion und Sedimenteintrag, wie folgt dar. Für den N-Überschuss wird in einem Szenario "ohne Biogas-Erzeugung" angenommen, dass kein Anbau von Silomais als Biogas-Substrat stattfindet, sondern dass auf diesen Flächen stattdessen Marktfrüchte angebaut würden. Durch den Wegfall der Gärreste würde die N-Düngung mit Wirtschaftsdüngern im Mittel um rund 20 kg N/ha LF vermindert, der N-Überschuss im Bundesgebiet würde im Vergleich zur Ist-Situation um rund 11 kg N/ha LF (rund 14 %) reduziert. Zur Bewertung der PSM-Belastung von Oberflächengewässern in Deutschland wird das akute und das chronische aquatische Risiko mit dem Modell SYNOPS berechnet. Insgesamt liegt das Risiko durch PSM-Einträge aus Mais- und Rapsanbau auf einem niedrigen Niveau; für 2016 wird für das akute aquatische Risiko der beiden Kulturen und für das chronische Risiko von Mais ein konstanter bis leicht zurückgehender Wert gegenüber 2000 ermittelt, nur für Raps steigt das Risiko geringfügig. Der Bodenabtrag von Ackerflächen vermindert sich im Bundesgebiet gemäß ABAG-Modellierung in einem Szenario "ohne Biogas-Silomais" um rund 11 % und der Sedimenteintrag nach Modell Terraflux um rund 14 % gegenüber der aktuellen Situation. Ob diese Effekte in der Gesamtbeurteilung eher als moderat oder als gravierend zu bewerten sind, bleibt den Leserinnen und Lesern überlassen.

Unabhängig von dieser Beurteilung bleibt die Landwirtschaft aber in jedem Fall aufgefordert, die vielfältigen Maßnahmen zur Verminderung und Vermeidung von Gewässerbelastungen zu beachten und umzusetzen. In Bezug auf die PSM-Belastung von Oberflächengewässern haben die jüngst veröffentlichten Ergebnisse des Kleingewässermonitorings gezeigt, dass für den Naturhaushalt unbedenkliche Konzentrationen von PSM-Wirkstoffen in Kleingewässern offensichtlich häufiger überschritten werden, als gemäß der SYNOPS-Modellierung des Risikos von Runoff-Einträgen zu erwarten wäre (was aber mutmaßlich kein spezifisches Problem des NawaRo-Anbaus darstellt).

## Summary

The term "renewable raw materials (NawaRo)" covers agricultural and forestry products that are not used as food or animal feed, but are utilized to generate heat, electricity or energy sources or are used as materials for other purposes. The use of NawaRo's for energy generation in the form of biogas and for the production of biofuels has been promoted on a large scale since the beginning of the 2000s in Germany. At the same time, however, the use of biomass for energy production has been and continues to be controversial, as the cultivation of energy crops, especially maize, can have a variety of adverse environmental impacts. The water quality monitoring in Germany (UBA 2017) raises the question of the extent to which the inputs of nitrogen, pesticides and eroded soil material into waters can be attributed to the cultivation of energy crops.

This report therefore examines the effects of the increase in the cultivation of maize and rape as NawaRo's on surface and groundwater quality in Germany (NawaRo's for material use are not considered). For selected pollution parameters (nitrogen surplus, pesticide risk of surface waters, pesticide findings in groundwater, and soil erosion and sediment input), the current situation (average of the years 2016-2018) is compared with the initial situation in 2000 (before the expansion of NawaRo cultivation) and their changes due to the increase in maize and rapeseed cultivation is assessed. The calculations and presentation of results are regionally differentiated for the 402 districts and independent cities (as of 1.1.2016) in Germany, which were partly combined into 299 district regions.

### Development of maize acreage

The acreage of silage maize for use in biogas plants is not explicitly reported in the agricultural census in Germany. Therefore, the total silage maize cultivation area must first be split into the cultivation areas for use as feed and as a biogas substrate. The starting point for this is the electrical work fed in from biogas plants. With assumptions on the efficiency of biogas production and electricity generation, the amount of biogas produced is estimated. With data on the average composition of the biogas substrates used, the required amount of maize silage as substrate is determined. In the last step, the yields per hectare of silage maize are used to calculate the (estimated) area of silage maize cultivated for biogas that was needed to produce this amount of substrate.

Electricity generation (grid feed-in) from biogas plants was increased by a factor of 100 from 292 GWh a<sup>-1</sup> in 2000 to 31,461 GWh a<sup>-1</sup> in 2018. According to KTBL (2015), maize silage makes up the largest share of the total substrates used, at around 47% in terms of fresh mass (58% in terms of methane yield). From the substrate composition and the specific methane yield of the substrates, a factor of 1.48 t of maize silage per 1 MWh of electrical energy fed into the grid is calculated as a national average. Finally, the hectare yields of silage maize were used to calculate the acreage of biogas maize in the districts from the annual demand for biogas maize silage.

The total area under maize cultivation increased by 58% from 1.51 million ha in 2000 to 2.56 million ha in 2012 (corresponding to 22.2 % of arable land or 15.7 % of agricultural land) and has remained almost constant since then. The (estimated) cultivation area of biogas silage maize has expanded considerably from 0.01 million ha in 2000 to 1.26 million ha in 2018, parallel to the increase in biogas plants. The biogas silage maize cultivation area shows stronger fluctuations from 2013 onwards, which are (at least partly) due to the calculation method: the annual variability of silage maize yields due to weather conditions directly affects the calculation of the silage maize cultivation area.

When assessing the expansion of maize cultivation since the 2000s, it should be noted that biogas maize represents only one of three utilisation directions. On average in 2016-2018, the total area under maize cultivation in Germany comprises around 84% silage maize, roughly half of which is used as fodder and half as biogas substrate, and 16% grain maize (incl. corn cob mix), i.e. in relation to the total maize acreage, silage maize for biogas only takes up around 42% of the area. Areas with a high proportion of silage maize cultivation in Germany are mainly found in Lower Saxony and Bavaria. In Lower Saxony, maize cropping is concentrated in the northern and western parts of the state; in Bavaria, the main areas of cultivation are in the districts of Swabia and in south-eastern Upper Bavaria.

### **Development of winter rape acreage**

The acreage of rapeseed for the production of biodiesel is not explicitly recorded in the agricultural census (as is the case with biogas silage maize). The Agency for Renewable Resources (FNR) calculates the area under rapeseed for biodiesel production by extrapolating the area under rapeseed from the quantities of domestic rapeseed processed, with assumptions on the biodiesel yield from rapeseed grain and the rapeseed yields. The total rapeseed acreage in Germany changed much less than the maize acreage between 2000 and 2018. Starting from around 1.05 million ha in 2000 (corresponding to 6.1% of the UAA), the largest expansion was achieved with 1.46 million ha in 2013 (8.7% of the UAA); since then, the rapeseed acreage has declined again to 1.22 million ha (7.4% of the UAA) in 2018. High shares of rapeseed acreage are concentrated in the regions with cash crop farms in Mecklenburg-Western Pomerania, Saxony-Anhalt and Saxony.

The rapeseed acreage for biodiesel production peaked at 805,000 ha in 2015 (corresponding to 63% of the total rapeseed area). In 2018, rapeseed cultivation for biodiesel production decreased to 560,000 ha (46% of the cultivated area). The decline is due to the fact that in recent years domestic rapeseed oil has been substituted by palm oil and soybean oil in biodiesel production.

### **Effect on the nitrogen surplus**

The surplus of the nitrogen soil production balance serves as an evaluation parameter for the potential water pollution with nitrate. The calculation methodology and the actual situation of the N-surplus in the districts (mean 2016-2018) are taken from Häußermann et al. (2019). In two scenarios "without biogas" and "without biodiesel", it is assumed that the cropping acreages biogas silo maize and biodiesel rapeseed, respectively, are omitted and instead additional cash crops are grown on these areas (according to their acreage shares). For these two scenarios, N fertilization demand, N supply with farm manure and N mineral fertilization (as well as the other terms of the N balance) are then recalculated and the change in the N surplus is determined as the resulting effect of NawaRo cropping. With this approach, the N-surplus in the scenario "without biogas" decreases in Germany on average from about 80 kg N/ha UAA in the actual situation to about 69 kg N/ha UAA. The decline tends to be stronger in the districts, the higher the share of the acreage of biogas silo maize in the UAA. For the scenario "without biodiesel", no change in the N-surplus is calculated on average for Germany.

### **Effect on pesticide contamination of surface water**

For surface waters, the risk of pesticide input is modelled using the synoptic assessment model SYNOPS. For this purpose, generic pesticide application patterns in maize and winter oilseed rape are randomly distributed for three intensity levels in the years 2011 to 2018 and on the arable land with maize or oilseed rape cultivation. The acreages of the two crops in the districts

are based on the InVeKos database of the agricultural administration. For these pesticide applications, the active substance inputs via spray drift, surface runoff and erosion into surface waters from the individual applications are calculated using the SYNOPS model. The predicted environmental concentration is calculated from these inputs and compared with the acute and chronic ecotoxicological risk indices for aquatic organisms. Finally, the maximum values from the individual risk indices are spatially aggregated over all surface water stretches in Germany and the (modelled) risk situation in 2016 is compared with the year 2000.

According to this SYNOPS modelling, the contamination of surface waters by pesticide inputs from maize and oilseed rape cultivation is at a low level overall, with the proportion of land with a "medium" risk in oilseed rape being highest at just over 1% of the arable land. The increase in maize and oilseed rape acreage in 2016 compared to 2000 (as a reference year) has only slightly increased the aquatic risk. This assessment is valid under the *ceteris paribus* conditions that the modelling was based on identical generic application patterns and the same weather pattern for the two years in order to be able to assess only the effect of the change in cropping acreage. In reality, however, it can be assumed that the annually varying application patterns (among other things as a result of different infestation situations in the years and changes in the market structure of pesticides) and the variability of the annual weather conditions have a decisive influence on the risk of pesticide water inputs, while the effect of changed crop type shares (in the orders of magnitude present here) is of minor importance. Furthermore, the opportunity risk is not included in the assessment of the change in risk due to the cultivation of NawaRo's, i.e. the change in the overall risk for the aquatic biocoenosis in the sum of all pesticide applications in Germany as a result of the reduction in the risk of those crops whose cropping area has been pushed back by rape and maize.

#### **Effect on pesticide contamination of groundwater**

For the assessment of groundwater contamination by pesticide applications in NawaRo cropping, the frequency of pesticide findings in groundwater exceeding the WFD threshold value of  $0.1 \mu\text{g L}^{-1}$  is evaluated. For this purpose, the Reports on Groundwater Pollution of the Ländersarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) are evaluated for the four periods from 2001-2005 to 2013-2016. A total of around 13,000 to 14,000 monitoring sites were analysed in each reporting period. 28 active substances or metabolites were detected in at least two reporting periods in at least five monitoring sites each with a concentration  $>0.1 \mu\text{g L}^{-1}$ . An increase in the frequency of findings in groundwater for the currently approved pesticide active substances, which are typically used in maize or rape cultivation, cannot be deduced from this data set.

When interpreting the data, it is important to note that (i) the absolute frequency with which active substances are found is very low overall, (ii) there is an (unknown) time lag of years to decades between the application of an active substance on arable land and its detection in a groundwater monitoring site, and (iii) the change in application rates for individual active substances over time must also be taken into account, although these are only published in roughly graded classes. Overall, the concentrations of pesticides found in groundwater have declined steadily since the evaluation period 1996-2000. For those herbicides that have been used since the ban on atrazine, propazine and simazine in maize cropping since 1990, it cannot be seen on the basis of the detection frequencies in the groundwater monitoring sites that their active substances - compared to cereal herbicides, for example - are characterised by an increased risk of groundwater input.

### Effect on soil erosion and sediment input

The soil erosion from arable land (on longterm average) is calculated by the general soil erosion equation (ABAG), and the sediment discharge into surface waters due to this is estimated using the Terraflux model. Using this methodology, an overall increase in soil erosion (on longterm average) in Germany of around 13% between 2000 and the 2016-2018 mean is calculated. This increase is solely due to the change in the C-factor (crop/vegetation and management factor) of the ABAG, which reflects the increase in the share of row crops in arable land from 19.4% of arable land in 2000 to 27.2% of arable land in the 2016-2018 mean. The increase in soil erosion is thus a direct effect of the increase in silage maize acreage, whereby this increase would have been even greater if the increase in maize acreage had not been compensated to a certain extent by the decline in the cultivation of other row crops (sugar beet, potatoes) since 2000. In a regional comparison, however, the natural site factors (erosivity of precipitation, erodibility of the soil, slope length and inclination) determines the erosion risk much more strongly than the percentage of maize acreage.

According to Terraflux modelling, of the approximately 21.8 million tonnes of eroded soil (long-term average) in Germany in 2016-2018, only about 1.4 million tonnes (corresponding to  $0.11 \text{ t ha}^{-1} \text{ AF a}^{-1}$ ) actually reach a surface water body. By far the largest proportion of soil erosion from arable land is deposited in the forefield of water bodies. This sediment input corresponds to 6.6% of the soil loss and is almost identical for 2000 and 2016-2018.

However, considerable reductions in soil erosion and sediment input into surface waters would be possible if farmers in Germany would implement erosion reduction measures comprehensively. According to scenario calculations, with 100% conservation tillage, soil erosion could be reduced by around 68% and sediment input by as much as around 79%. In doing so maize cropping has the greatest reduction potential.

### Evaluation of NawaRo cultivation in the literature

In connection with the amendment of the German Renewable Energy Act (EEG) and the emerging maize cropping since the beginning of the 2000s, a number of experts have voiced criticism of this development and pointed out the possible environmental impacts. Numerous publications list the dangers of increased maize cropping as unified crop rotations, the enhanced risk of soil erosion, humus depletion, grassland conversion, nitrate leaching into groundwater, loss of biodiversity, pesticide inputs into water bodies, landscape change and increased greenhouse gas emissions. The majority of the studies cited date from the initial phase of the expansion of energy crop cultivation; from around the middle of the 2010s onwards, the debate on the issue slowed down. The reasons for this can only be speculated; it is possible that the debate about NawaRo's "calmed down" because the initial fears did not come true (at least not to the extent initially feared) and because there was no longer any significant increase in maize acreage in Germany from 2012 onwards. It is also possible that the debate has simply turned to more pressing issues such as the climate crisis.

### Conclusion

Overall, the effects of NawaRo cultivation on surface and groundwater quality in Germany are as follows with regard to the three areas of concern N surplus, pesticides contamination, and soil erosion and sediment input. For the N surplus, it is assumed in a scenario "without biogas production" that no cultivation of silage maize as a biogas substrate takes place, but that market crops are cultivated on this land instead. The omission of digestates would reduce organic N fertilisation by an average of about  $20 \text{ kg N/ha UAA}$ , and the N surplus in Germany would be reduced by about  $11 \text{ kg N/ha UAA}$  (about 14 %) compared to the actual situation. To assess the

pesticide contamination of surface waters in Germany, the acute and chronic aquatic risk is calculated with the SYNOPSIS model. Overall, the risk from pesticide inputs from maize and rape cultivation is at a low level; for 2016, a constant to slightly decreasing value is determined for the acute aquatic risk of the two crops and for the chronic risk of maize compared to 2000, only for rape the risk increases slightly. The soil erosion of arable land is reduced in Germany according to ABAG modelling in a scenario "without biogas silo maize" by about 11 % and the sediment input into surface waters according to the Terraflux model by about 14 % compared to the current situation. It is up to the readers to decide whether these effects are to be assessed as moderate or serious in the overall assessment.

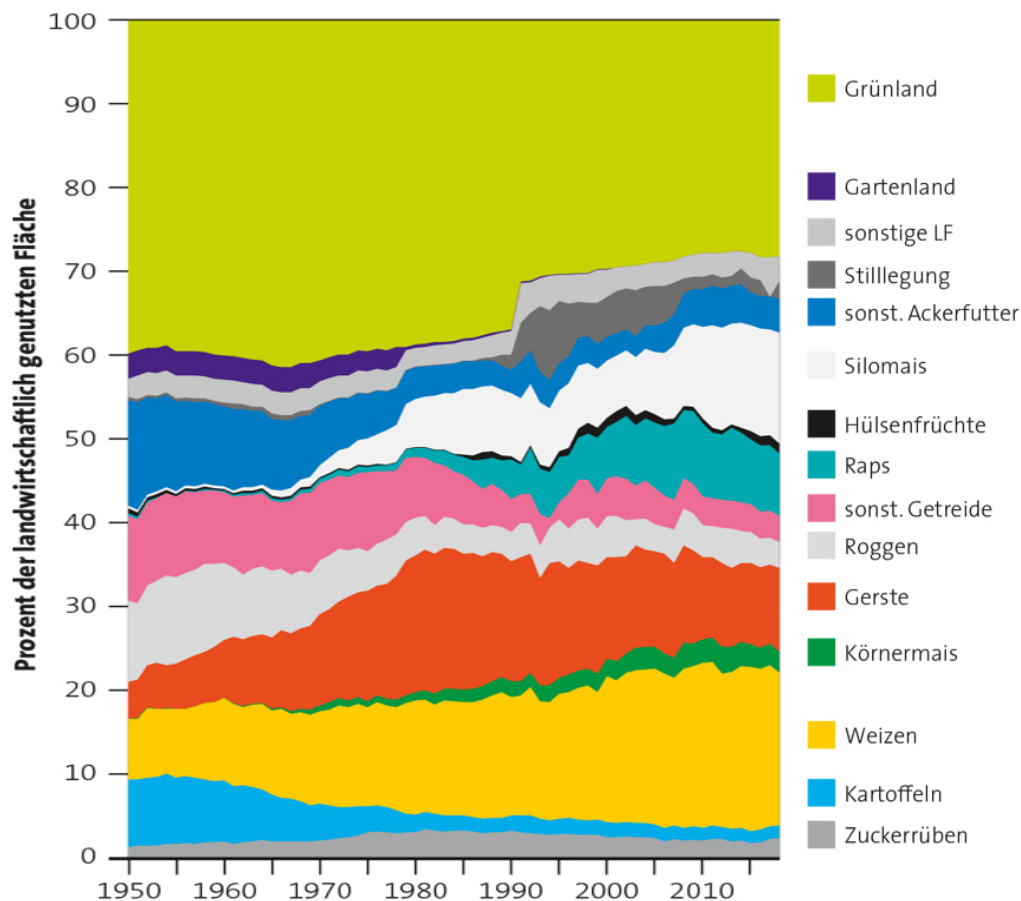
Irrespective of this assessment, however, agriculture is in any case requested to observe and implement the various measures for reducing and avoiding water pollution. With regard to pesticide contamination of surface waters, the recently published results of small water monitoring have shown that concentrations active substances in small waters that are harmless to the natural balance are evidently exceeded more frequently than would be expected according to the SYNOPSIS modelling of the risk of runoff inputs (which, however, presumably does not represent a problem specific to NawaRo cropping).

# 1 Einführung

Welche Kulturarten auf der Landwirtschaftsfläche angebaut werden, hängt von zahlreichen Faktoren ab wie unter anderem den natürlichen Standortfaktoren (Boden, Klima), Erträgen, Kosten der Betriebsmittel, Marktpreise der Erzeugnisse, Technologie der Produktionsverfahren, Anreizen und Beschränkungen der Agrar- und Umweltpolitik und vielen weiteren Einflussgrößen mehr. Insbesondere durch den erheblich gestiegenen Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln sowie die Fortschritte in der Pflanzenzüchtung konnten in den letzten Jahrzehnten sowohl global als auch national enorme Ertragsteigerungen erzielt werden. Der durchschnittliche Hektarertrag von Winterweizen beispielsweise wurde in Deutschland von 1955 bis 2014 verdreifacht.

In Verbindung mit der zunehmenden Mechanisierung hat sich durch diese Entwicklungen die Nutzungsstruktur der Landwirtschaftsfläche in Deutschland stark gewandelt (Abbildung 1). Seit den 1950er Jahren ging der Anteil des Grünlands von 41 % der LF auf rund 28 % zurück (Werte bis 1990 beziehen sich auf das frühere Bundesgebiet, ab 1991 auf die BRD in heutigen Gebietsstand). Zu Anfang der 1950er Jahre gab es auf den Ackerflächen (AF) noch ein relativ vielfältiges Kulturartenspektrum, die Anbauanteile von Mais und Raps lagen unter einem Prozent der AF. In den letzten Jahren wird dagegen der Anbau auf dem Ackerland von nur vier Kulturen dominiert: Weizen (27 %), Mais (21 %), Gerste (16 %) und Raps (11 %; alle Angaben für 2017).

**Abbildung 1: Entwicklung der Anteile der Kulturartenanteile an der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland seit 1950 (ab 1991 heutiger Gebietsstand).**



Seit den 1980er Jahren werden die negativen Auswirkungen einer intensivierten landwirtschaftlichen Produktion auf die Umwelt verstärkt wahrgenommen und Nachhaltigkeitsaspekte haben in der agrarpolitischen Debatte an Bedeutung gewonnen. Die Reform der EU-Agrarpolitik von 1992 verpflichtete die Landwirte, zeitweise bis zu 15 % ihrer AF stilllegen, auf denen aber im Zuge der einsetzenden Klimaschutzdebatte der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen (NawaRo's) zugelassen wurde. Seit den 2000er Jahren hat dann die Förderung erneuerbarer Energien starke Anreize für den Anbau von Pflanzen zur energetischen Verwendung gesetzt (Gömann und Weingarten, 2020).

Unter dem Begriff „Nachwachsende Rohstoffe (NawaRo)“ werden land- und forstwirtschaftlich erzeugte Produkte zusammengefasst, die nicht als Nahrungs- oder Futtermittel verwendet werden, sondern stofflich für andere Zwecke genutzt werden oder die für die Erzeugung von Wärme, Strom oder Kraftstoffen eingesetzt können. NawaRo werden unterteilt in

- Industriepflanzen, aus denen Industriestärke, Industriezucker, technische Öle, Pflanzenfasern oder Arznei- und Farbstoffe gewonnen werden;
- Energiepflanzen, aus denen Kraftstoffe (Biodiesel/Pflanzenöl, Bioethanol) gewonnen werden oder die als Substrat in Biogasanlagen bzw. als Festbrennstoffe eingesetzt werden.

Die Verwendung nachwachsender Rohstoffe für die Energiegewinnung in Form von Biogas und zur Herstellung von Biokraftstoffen wurde und wird in der Europäischen Union und in Deutschland seit Anfang der 2000er Jahre in großem Umfang gefördert. Die rechtlichen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen dafür sind wiederholt überarbeitet und angepasst worden, um weitere Ausbauanreize zu setzen bzw. um Fehlentwicklungen entgegenzusteuern.

Parallel zu dieser Entwicklung wurde und wird die energetische Nutzung von Biomasse kontrovers diskutiert. Einerseits hat Bioenergie eine bessere Treibhausgas (THG)-Bilanz als Energie aus fossilen Energieträgern, auf der anderen Seite kann der Anbau von Energiepflanzen, insbesondere von Mais, jedoch vielfältige negative Umweltwirkungen zur Folge haben. Insbesondere durch die starke Ausweitung des Maisanbaus zur Vergärung in Biogasanlagen in den vergangenen fünfzehn Jahren wird, neben anderen Umweltbelastungen, eine zunehmende Beeinträchtigung von Oberflächengewässern und Grundwasser durch Einträge von Nitrat und Pflanzenschutzmitteln sowie infolge von verstärkter Bodenerosion befürchtet.

Daneben konkurriert die energetische Nutzung von Biomasse mit der Verwendung als Nahrungsmittel. Die „Teller oder Tank“-Debatte, ausgelöst durch die stark erhöhten Weltmarktpreise für Lebensmittel in den Jahren 2007 und 2008 (Stichwort „Tortilla-Krise“ in Mexiko), erreichte seinerzeit die breite Öffentlichkeit. Dieser ethische Konflikt besteht unverändert, auch wenn die Debatte darüber in den Folgejahren von anderen Themen überlagert worden ist.

Mit den Nachhaltigkeitsverordnungen für Biomassestrom und für Biokraftstoff hat der Gesetzgeber versucht, einen nachhaltigen Anbau von Energiepflanzen in der Landwirtschaft sicherzustellen. Die Erhebungen zur Gewässergüte in Deutschland (UBA 2017) lassen allerdings Zweifel daran aufkommen, ob die Einträge von Stickstoff, Pflanzenschutzmitteln und erodiertem Bodenmaterial in Oberflächengewässer und Grundwasser, die auf den Anbau von Energiepflanzen zurückzuführen sind, tatsächlich vertretbar sind. Vor diesem Hintergrund befasst sich die vorliegende Untersuchung mit den Auswirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe und der Verwendung von Gärresten auf die Oberflächen- und Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland. Die Untersuchung konzentriert sich auf die Entwicklung des Anbaus von Energiepflanzen im Zeitraum 2000 bis 2018; NawaRo-Pflanzen zur stofflichen Nutzung werden nicht betrachtet.

Einführend werden zunächst die Entwicklung der Anbauflächen von Mais insgesamt und darunter Biogas-Silomais sowie von Raps in Deutschland insgesamt sowie regional differenziert in den

Kreisen seit dem Jahr 2000 dargestellt (Kap. 2). Auf die zahlreichen rechtlichen Regelungen, mit denen in der EU und auf der nationalen Ebene der Einsatz von erneuerbaren Energien in Form von Biogas und Biokraftstoffen gefördert und gesteuert worden ist (und weiterhin wird), wird dabei in dieser Untersuchung nicht näher eingegangen, da dies den gebotenen Rahmen sprengen würde. Für die Gefährdung des Gewässersystems durch Nitrateinträge wird der Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz als Indikator berechnet respektive der Anteil daran, der auf den Mais- und Rapsanbau zurückzuführen ist (Kap. 3). Eine mögliche Gewässerbelastung durch den verstärkten Eintrag von Pflanzenschutzmitteln aus der Anwendung im Mais- und Rapsanbau wird für Oberflächengewässer und Grundwasser getrennt untersucht. Für die Oberflächengewässer wird das Risiko des Gewässereintrags mit Hilfe des synoptischen Bewertungsmodells SYNOPS modelliert (Kap. 4), für das Grundwasser werden die Fundhäufigkeiten in Grundwasser-Messstellennetzen der Bundesländer ausgewertet (Kap. 5). Der Bodenabtrag von Ackerflächen (im vieljährigen Mittel) wird mit der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) ermittelt, der darauf zurückzuführende Sedimenteintrag in Oberflächengewässer wird mit dem Modell Terraflux geschätzt (Kap. 6). Abschließend werden Literaturergebnisse zur Umweltbelastung durch den Anbau von Energiepflanzen vorgestellt und es wird ein zusammenfassendes Fazit zum Anbau von Mais und Raps zur Verwendung als Energiepflanzen gezogen (Kap. 7).

## 2 Entwicklung des Anbaus von Mais und Raps als Energiepflanzen in Deutschland

### 2.1 Bezugsjahre und Datengrundlage

Um die Auswirkungen des Anbaus von Silomais und Raps als Energiepflanzen auf die Gewässerbeschaffenheit zu bewerten, wird die Veränderung von vier Belastungsparametern untersucht:

- ▶ Stickstoff-Flächenbilanzüberschuss
- ▶ Risiko der Pflanzenschutzmittel-Einträge in Oberflächengewässer
- ▶ Pflanzenschutzmittel-Funde im Grundwasser
- ▶ Bodenerosion und Sedimenteintrag in Oberflächengewässer.

Die Veränderung dieser Belastungsparameter wird zwischen zwei Bezugszeiträumen untersucht, als Bezugsjahre wurden festgelegt:

- ▶ Jahr 2000: Ausgangszustand vor Beginn der (starken) Ausweitung des Energiepflanzenanbaus in Deutschland
- ▶ Mittel Jahre 2016-2018: aktuellste Periode mit verfügbaren Daten (zum Zeitpunkt der hier durchgeführten Auswertungen).

Neben diesen beiden Bezugsjahren, die den Anfangspunkt und den jetzt erreichten Entwicklungsstand darstellen, wird ergänzend für eine Reihe von Ergebnissen auch die Situation im Jahr 2010 als Zwischenstand mit aufgeführt.

#### Flächennutzungsdaten

Die Angaben zur Flächenbelegung (Anbauflächen) der Kulturarten in der Landwirtschaft sowie zu den Ernteerträgen werden von den Statistischen Ämtern der Länder in unregelmäßigen Abständen erfasst und sind über das Datenportal DESTATIS ([www.destatis.de](http://www.destatis.de)) des Statistischen Bundesamtes bzw. über die Statistischen Landesämter ([www.regionalstatistik.de](http://www.regionalstatistik.de)) online abrufbar. Vollerhebungen, bei denen alle oder ein wesentlicher Teil der Landwirtschaftsbetriebe erfasst wurden, fanden im Zeitraum 1995 bis 2018 in den folgenden Jahren statt:

|                  |                                                                                                         |
|------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 1995             | Agrarstrukturenerhebung (ASE, Bodennutzung und Ackerflächen nach Kulturart)                             |
| 1999             | Landwirtschaftszählung (Vollerhebung zu Bodennutzung und Ackerflächen nach Kulturart sowie Viehbestand) |
| 2001, 2003, 2007 | ASE                                                                                                     |
| 2010             | Landwirtschaftszählung                                                                                  |
| 2013, 2016       | ASE.                                                                                                    |

Ergebnisse zu Anbauflächen mit regionaler Gliederung „Kreise“ stehen nur für die Jahre mit ASE bzw. Landwirtschaftszählung zur Verfügung. In den übrigen Jahren wird nur eine Stichprobe der Landwirtschaftsbetriebe befragt und auf Basis dieser Ergebnisse werden dann die Werte für die Bundesländer und für DE insgesamt hochgerechnet; in diesen Jahren sind daher Primärdaten zu den Anbauflächen nur mit regionaler Gliederung nach Bundesländern verfügbar. Als Grundlage für die Berechnung einer Zeitreihe der Stickstoff-Flächenbilanzen in Deutschland 1995-2018 wurden von Häußermann et al. (2019) für die Jahre ohne Vollerhebung die Angaben zu den Anbauflächen in den Kreisen interpoliert aus den Anbauflächen des Vorjahrs im Kreis und der relativen Änderung der Anbaufläche der betreffenden Kulturart gegenüber dem Vorjahr im Bundesland.

Die Erhebung und Veröffentlichung der Ernteerträge der wichtigsten Kulturpflanzen erfolgt jährlich mit Regionalgliederung Kreise. Für die hier durchgeführte Untersuchung wurde der Datenbestand zu Anbauflächen und Erträgen von Häußermann et al. (2019) übernommen.

### Szenarien

Für die Bewertung des Anbaus von Silomais zum Einsatz in Biogasanlagen auf Stickstoff-Überschüsse und Bodenerosion werden für diese Größen auch Szenarien „ohne Anbau von Biogas-Silomais“ gerechnet. Für die dadurch „freiwerdende“ Fläche auf dem Ackerland wird in den Berechnungen dann eine Nutzung durch die übrigen Ackerbau-Kulturarten im Verhältnis ihrer Anbauflächen (mit Ausnahme der Raufutterpflanzen) im Mittel 2016-2018 angenommen. Es wird somit angenommen, dass ohne den Ausbau der Biogasanlagenkapazität der Flächenbedarf für die Erzeugung von Raufutter (Rinderhaltung) der Situation in 2016-2018 entspricht und auf den übrigen Flächen die Kulturartenzusammensetzung jeweils von den gleichen Faktoren bestimmt wird. Als weitere Option für die Gestaltung eines Szenarios „ohne Biogas-Silomais“ wäre auch denkbar, dass die aktuelle Biogas-Anlagenkapazität 2018 beibehalten wird, die Beschickung aber ausschließlich mit anderen Substraten erfolgt, bspw. indem Mais als Substrat durch Gülle und Grassilage ersetzt würde. Aus Gründen der Übersichtlichkeit der Ergebnisse und der Konzentration auf die wesentlichen Kernaussagen wurde dieses Szenario jedoch nicht weiterverfolgt.

### Regionale Gliederung

Berechnungen und Ergebnisdarstellungen mit Regionalgliederung „Kreise“ beziehen sich i.d.R. auf die 402 Kreise und kreisfreien Städte (im Gebietsstand 1.1.2016) in Deutschland. Für einige Berechnungen, insbesondere zur Stickstoff-Bilanzierung (Kap. 3), werden diese 402 Einheiten allerdings zu 299 sogenannten „Kreisregionen“ zusammengefasst. Damit werden methodisch bedingte Verzerrungen aufgefangen, die darauf zurückzuführen sind, dass in der ASE für kreisfreie Städte häufig nur relativ wenig Landwirtschaftsfläche ausgewiesen wird. Die ASE erfolgt nach dem so genannten „Betriebssitzprinzip“, d. h. die Anbauflächen werden derjenigen Gebiets-einheit zugeschrieben, in welcher der Landwirtschaftsbetrieb seinen Betriebssitz hat – unabhängig davon, wo die Anbauflächen tatsächlich liegen. Dadurch kann der Umfang der tatsächlichen Landwirtschaftsfläche in einem kleinen Kreis (kreisfreie Stadt) von der Angabe in der Agrarstatistik u.U. stärker abweichen (in beide Richtungen). Für etliche kreisfreie Städte in den östlichen Bundesländern führt dies - aufgrund der dort typischen großen Betriebsstrukturen - dazu, dass für diese Gebietseinheiten nach ASE überhaupt keine Landwirtschaftsfläche mehr ausgewiesen wird, was aber nicht der Realität entspricht. Durch die Zusammenlegung einer (z. T. auch mehrerer) kleiner kreisfreien Städte mit dem angrenzenden bzw. einschließenden größeren (Land-) Kreis können die beschriebenen Verzerrungen zumindest teilweise aufgefangen werden. Im vorliegenden Bericht ist in den Kartendarstellungen die Berechnungsgrundlage (n = 402 Kreise oder n = 299 Kreisregionen) jeweils in der Fußnote vermerkt. Die Zuordnung der 402 Kreise zu 299 Kreisregionen ist in Häußermann et al. (2019) dargestellt.

## 2.2 Mais

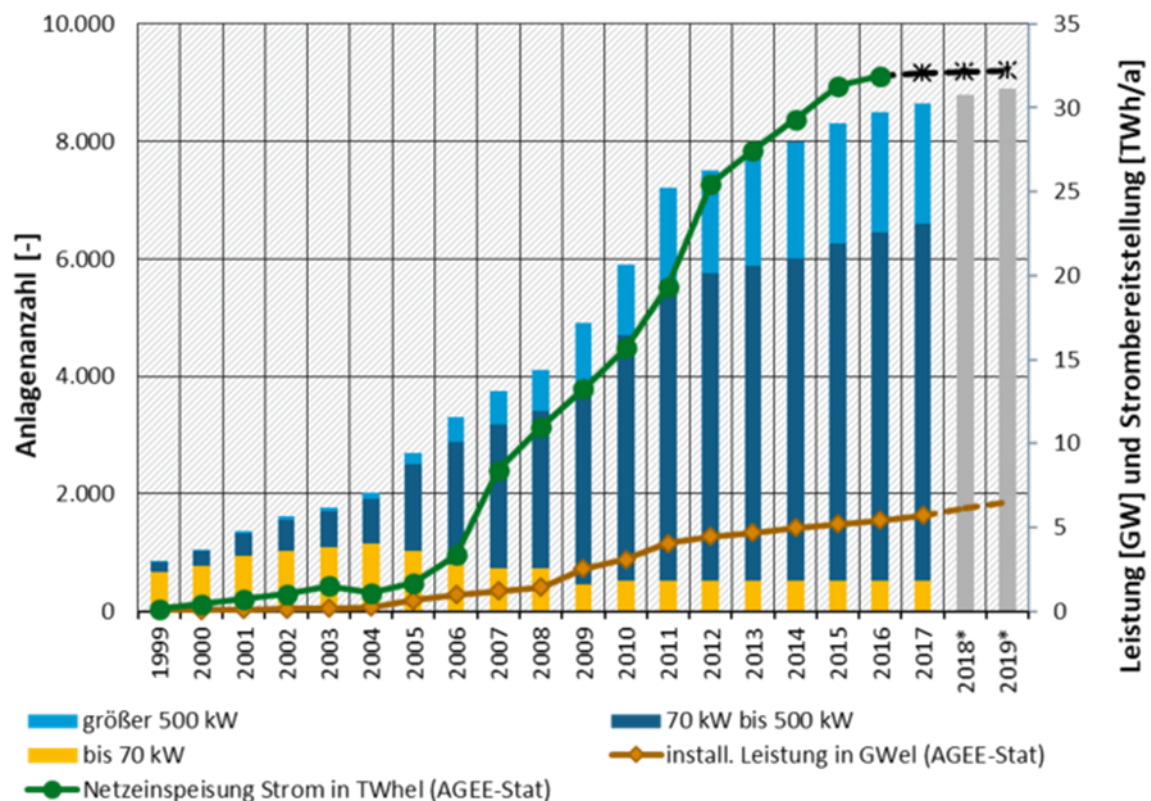
Die Anbauflächen von Silomais zum Einsatz in Biogasanlagen werden in der Agrarstatistik in Deutschland nicht explizit erhoben. Für die vorliegende Untersuchung muss daher die Silomais-Anbaufläche insgesamt aufgeteilt werden in die Anbauflächen zur Verwendung als Futter und als Biogas-Substrat. Ausgangspunkt dafür die eingespeiste elektrische Arbeit aus Biogasanlagen. Mit Annahmen zum Wirkungsgrad der Biogas-Erzeugung und -Verstromung wird damit die erzeugte Biogas-Menge geschätzt. Mit Daten zur mittleren Zusammensetzung der eingesetzten Substrate wird die erforderliche Menge an Maissilage als Substrat ermittelt. Im letzten Schritt

wird schließlich mit den Hektarerträgen von Silomais die (geschätzte) Anbaufläche von Biogas-Silomais berechnet, die für die Produktion dieser Substratmenge benötigt wird.

### 2.2.1 Entwicklung des Biogasanlagenbestands

Die Anzahl der Biogasanlagen, deren installierte elektrische Leistung und die Stromerzeugung (ins Netz einspeiste elektrische Arbeit) aus Biogasanlagen haben in Deutschland seit Ende der 1990er Jahre rasant zugenommen (Abbildung 2). Während in 2000 nur 292 GWh a<sup>-1</sup> aus rund 1000 Biogasanlagen eingespeist wurden, hat sich die Anlagenzahl bis zum Jahr 2018 auf rund 9.500 nahezu verzehnfacht und die Stromerzeugung mit mehr als 31.461 GWh a<sup>-1</sup> um den Faktor 100 gesteigert (Daniel-Gromke et al. 2020). Die Entwicklung verdeutlicht die starken Impulse, die von der Novellierung des EEG in 2004 auf die Biogaserzeugung in der Landwirtschaft ausgegangen sind und insbesondere die Errichtung großer Anlagen (>500 kW installierter elektrischer Leistung) befördert hat.

**Abbildung 2: Anzahl und Größenklassenverteilung der Biogasanlagen (n. DBFZ-Anlagendatenbank), installierte Anlagenleistung und Stromerzeugung (n. AGEE-Stat; UBA 2020) in Deutschland von 1999 bis 2019.**



\* Prognose DBFZ (modifiziert nach Lenz et al. 2019).

Graphik und Quelle: Daniel-Gromke et al. (2020).

### 2.2.2 Abschätzung der Anbaufläche von Silomais als Biogas-Substrat

Mais ist aufgrund der hohen Biomasseerträge pro Hektar bzw. aufgrund der hohen Biogasausbeute die bevorzugte Anbaukultur für den Einsatz als Substrat in Biogasanlagen. Die Entwicklung der Anbaubaufläche von Silomais ist daher eng korreliert mit der Entwicklung der Biogaserzeugung in Deutschland. In der Agrarstrukturerhebung bzw. Landwirtschaftszählung wird allerdings bei den Angaben zur Flächennutzung der Landwirtschaftsbetriebe nur das Merkmal

„Anbaufläche Silomais“ abgefragt, die Verwendung des Erntegutes (Maissilage) als Futter oder alternativ als Gärsubstrat wird nicht erhoben. Eine Unterscheidung der Anbauflächen in „Futter-Silomais“ und „Biogas-Silomais“ ist auf Basis amtlicher statistischer Quellen daher nicht möglich. Angaben anderer Quelle zu Anbauflächen von Biogas-Silomais (FNR 2019; s. Kap. 2.2.3) weisen nur einen Gesamtwert für Deutschland ohne tiefere regionale Gliederung aus.

Für die Fragestellung des Vorhabens müssen daher zunächst die Anbauflächen von Silomais insgesamt in Silomais zur Futternutzung vs. Silomais als Biogas-Substrat aufgeteilt werden. Die Biogas-Silomaisfläche in den Kreisen wurde dazu nach dem folgenden Ansatz geschätzt:

- (i) Daten zur jährlich ins Netz eingespeisten elektrischen Arbeit aus Biogasanlagen sind mit Regionalgliederung Kreise verfügbar.
- (ii) Mit Annahmen zum Wirkungsgrad der Biogas-Erzeugung und -Verstromung können aus der elektrischen Arbeit die erzeugten Biogas-Mengen geschätzt werden. In Verbindung mit Ader durchschnittlichen Zusammensetzung der in Biogasanlagen eingesetzten Substrate kann daraus die Menge an Maissilage als Substrat geschätzt werden.
- (iii) Aus den jährlichen Angaben zu den Hektarerträgen von Silomais in den Kreisen wird schließlich aus der eingesetzten Menge an Maissilage die (geschätzte) Anbaufläche von Biogas-Silomais in jedem Kreis rückgerechnet.

Der Ansatz ist im Rahmen der Berechnung von Stickstoff-Flächenbilanzen für die Landwirtschaft entwickelt worden und wird in Häußermann et al. (2019) ausführlich beschrieben, die einzelnen Schritte werden im Folgenden kurz erläutert.

#### (i) Biogas-Erzeugung

Bei der Biogasproduktion sind drei Anlagentypen zu unterscheiden, für die unterschiedliche Berechnungsansätze und Datengrundlagen verwendet wurden.

- Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromung produzieren elektrischen Strom am Ort der Biogasanlage und werden durch das EEG gefördert.
- Biomethan-Einspeiseanlagen erzeugen Biogas und bereiten es zu Erdgasqualität auf, das im Regelfall in das Erdgasnetz eingespeist wird. Diese Anlagen werden nicht (direkt) über das EEG gefördert, da sie keinen elektrischen Strom produzieren und einspeisen.
- Bioabfallvergärungsanlagen sind eine Teilmenge sowohl der Vor-Ort-Verstromungsanlagen als auch der Biomethan-Einspeiseanlagen. Ihr Substratmix besteht (im Unterschied zu den beiden anderen Anlagentypen) ganz oder teilweise aus Bioabfällen, die außerhalb der Landwirtschaft anfallen.

Grundlagen für das Mengengerüst der **Biogaserzeugung mit Vor-Ort-Verstromung** sind Datenbanken und Veröffentlichungen der Bundesnetzagentur, der vier deutschen Übertragungsnetzbetreiber (50Hertz, Tennet TSO, Amprion und TransnetBW), der Deutschen Energie-Agentur (Dena), des Witzenhausen-Instituts und des Umweltbundesamtes. Ausgangsgröße ist die eingespeiste Kilowattstunde elektrische Arbeit ( $\text{kWh}_{\text{el}}$ ) bzw. im Falle von Biomethan-Einspeiseanlagen die äquivalente elektrische Arbeit des erzeugten Biogases.

Die Datenbanken der Bundesnetzagentur und der vier deutschen Übertragungsnetzbetreiber werden aufgrund der Transparenzanforderungen des EEG erstellt und veröffentlicht (EEG 2017). Diese Datenbanken wurden bis zum Datenstand 2013 von den Übertragungsnetzbetreibern direkt veröffentlicht und sind aktuell (Stand April 2021) auf der gemeinsamen Internetplattform der vier Übertragungsnetzbetreiber (Netztransparenz.de) abrufbar. Diese Datenbanken wurden für die Jahre 2009 bis 2014 ausgewertet (50Hertz, Tennet TSO, Amprion und TransnetBW, jew. versch. Jahrgänge, Bundesnetzagentur 2015). Die Datenbanken enthalten für

jede nach dem EEG vergütete Anlage unter anderem Informationen zu Anlagenstandort, Energieträger (Biomasse, Solar, Wind on-shore, usw.), installierter elektrischer Leistung, eingespeister elektrischer Arbeit, Datum Inbetriebnahme sowie EEG-Vergütungskategorien (vgl. Netztransparenz.de).

Unter der Annahme, dass alle Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromung über das EEG vergütet werden, können diese Biogasanlagen über die Informationen zu den EEG-Vergütungskategorien identifiziert werden. Über das Inbetriebnahme-Datum kann für alle Jahre der Anlagenbestand zusammen mit der eingespeisten elektrischen Arbeit und der installierten Leistung dargestellt werden. Für die Jahre vor 2009 sowie im Falle von Datenlücken wurde die eingespeiste elektrische Arbeit aus den Tagesmittelwerten jeder einzelnen Biogasanlage berechnet. Für die Jahre 2015 bis 2018 wurde die eingespeiste elektrische Arbeit in den Kreisen und Ländern fortgeschrieben unter Beibehaltung der relativen Anteile im Jahr 2014 und der Entwicklung der eingespeisten elektrischen Arbeit aus Biogasanlagen und Biomethananlagen gegenüber 2014 in Deutschland nach BMWi (2019).

In **Biomethan-Anlagen** wird das erzeugte Biogas nicht Vor-Ort verstromt, sondern zu Erdgasqualität aufbereitet und in das Erdgasnetz eingespeist. Biomethan-Anlagen werden nicht nach dem EEG vergütet und sind somit in den Datenbanken der Bundesnetzagentur und der Übertragungsnetzbetreiber nicht enthalten. Ende 2018 waren 215 Anlagen mit einer Einspeisekapazität von 132.874 Nm<sup>3</sup> Biomethan pro Stunde in Betrieb (Dena 2020). Um diese Anlagen zu berücksichtigen, wurden aus den Datensätzen der Dena (2020) für jede Biomethan-Einspeiseanlage aus der Einspeisekapazität und den jährlichen Volllaststunden die äquivalente elektrische Arbeit der tatsächlich eingespeisten Biomethanmenge berechnet. Im Jahr 2018 stammte rund 12 % des insgesamt erzeugten Biogases (bezogen auf die eingespeiste elektrische Arbeit bzw. deren Äquivalent) aus Biomethan-Anlagen.

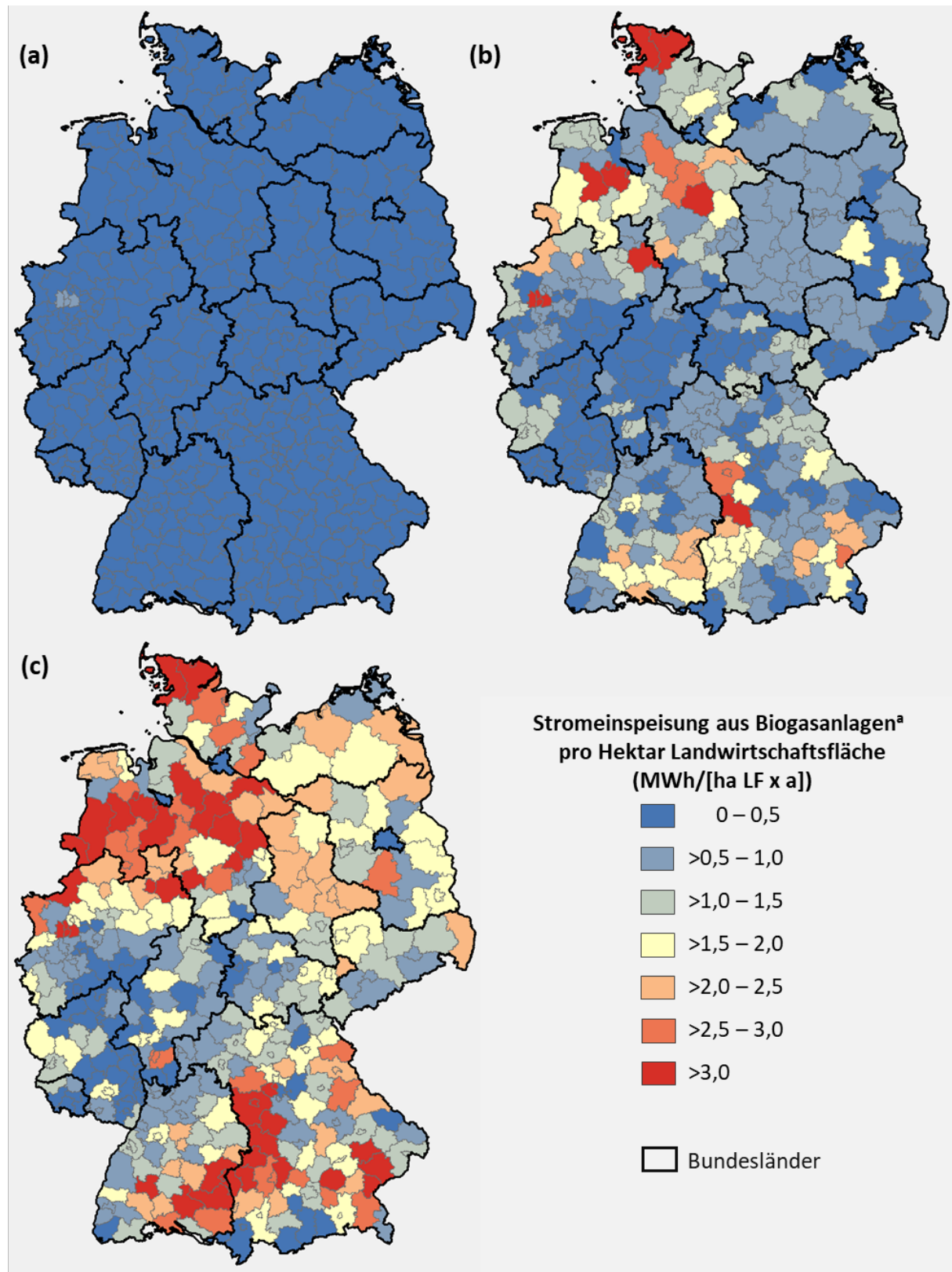
**Bioabfallvergärungsanlagen** sind im sogenannten Biogas-Atlas erfasst (Kern und Raussen 2014; Datenstand 2012). Diese Anlagenliste wurde ergänzt um die Angaben im Handbuch Bioabfallbehandlungsanlagen (Rettenberger et al. 2012) sowie im Verzeichnis der Betriebe zur Behandlung tierischer Nebenprodukte (BMEL 2017). Die Standort-Adressen der Bioabfallvergärungsanlagen wurden mit den Adressen der Vor-Ort-Verstromungsanlagen und Biomethaneinspeiseanlagen abgeglichen. Im Fall übereinstimmender Adresse wurde Anlagenidentität angenommen und für die betreffende Bioabfallvergärungsanlage die Informationen zur eingespeisten elektrischen Arbeit (bzw. dem Äquivalent) ergänzt. Der Anteil der Bioabfallvergärungsanlagen an der eingespeisten elektrischen Arbeit insgesamt ist nur gering und betrug 2018 ca. 1,7 %.

Aus dem Gesamtverzeichnis der Biogasanlagen wird schließlich die eingespeiste elektrische Arbeit (einschließlich Biomethananlagen-Äquivalent) pro Jahr auf Kreisebene als Ausgangspunkt der weiteren Berechnung aggregiert. In Abbildung 3 ist die Entwicklung der eingespeisten elektrischen Arbeit aus Biogasanlagen bezogen auf die Landwirtschaftsfläche in den Kreisen für drei Bezugsjahre dargestellt. Abbildung 3 verdeutlicht, dass Stromeinspeisung aus Biogasanlagen im Jahr 2000 in Deutschland offensichtlich noch nahezu bedeutungslos war. In der Folgezeit entwickelte sich die Energieerzeugung mittels Biogasanlagen dann vor allem im nordwestlichen Teil Niedersachsens, in Schleswig-Holstein, in den südlichen Bereichen Bayerns und Baden-Württembergs sowie größeren Teilen von Sachsen-Anhalt zu einem relevanten Produktionszweig der Landwirtschaft.

## (ii) Substratbedarf

Eine Datenquelle zur Substratzusammensetzung in allen Biogasanlagen in Deutschland ist nicht verfügbar. Stichprobenerhebungen und Befragungen zum Substratmix wurden in der Vergangenheit von verschiedenen Einrichtungen durchgeführt (TLL 2016, DBFZ 2017, KTBL 2016,

**Abbildung 3:** Eingespeiste elektrische Arbeit aus Biogasanlagen (einschließlich Biomethananlagen-Äquivalent) in Megawattstunden pro Hektar Landwirtschaftsfläche (a) im Jahr 2000, (b) im Jahr 2010, (c) im Mittel 2016-2018 in den Kreisen in Deutschland.



<sup>a</sup> einschließlich Biomethananlagen-Äquivalent.

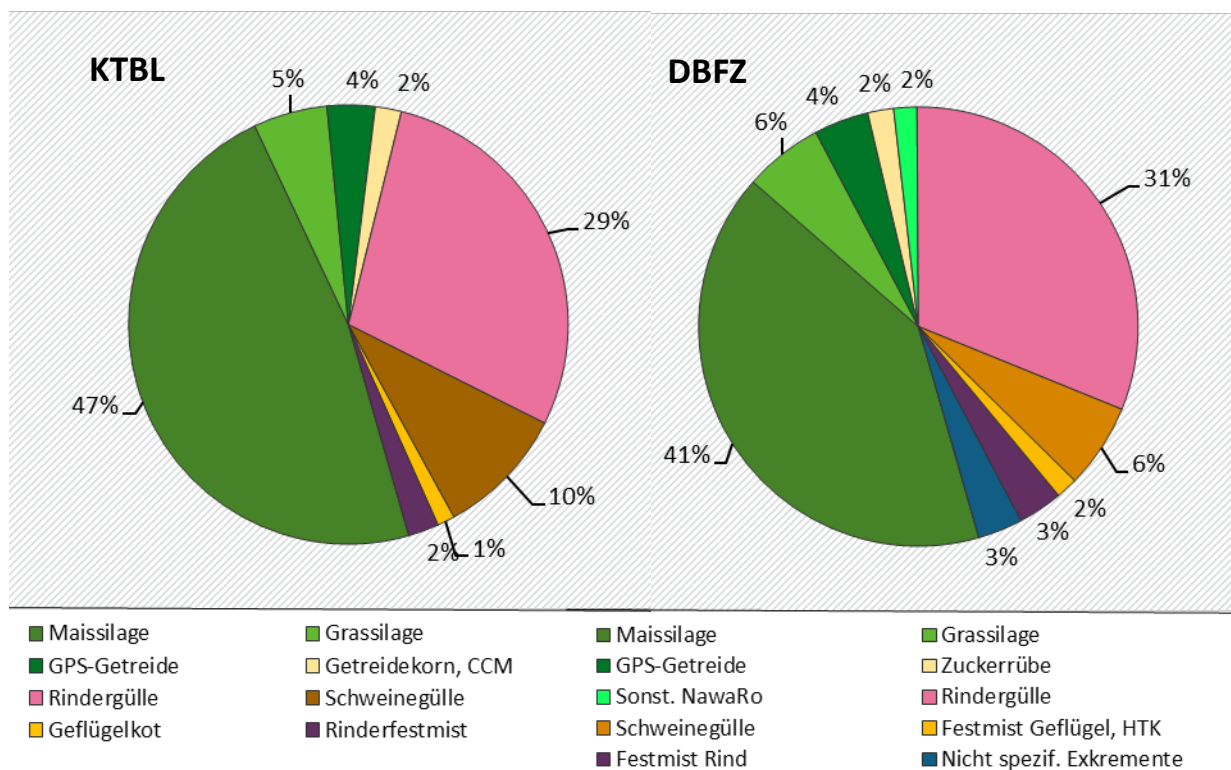
n = 402 Kreise und kreisfreie Städte in Deutschland (Stand 1.1.2016).

Eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

LK NRW versch. Jg.). Für die weitere Berechnung wurden die Substratdaten verwendet, die vom KTBL (2015) aus den Angaben von 1664 Einzelanlagen im Bundesgebiet ermittelt wurden, da dieser Datensatz auf die größte Anzahl an befragten Betrieben zurückgeht und eine Auswertung nach Bundesländern erlaubt (Einzelheiten der Ermittlung s. Häußermann et al. 2019). Aus den KTBL-Daten (2015) wurde von Häußermann et al. (2019) ein durchschnittlicher Substratmix für die einzelnen Bundesländer sowie für Deutschland insgesamt abgeleitet (s. Tabelle 15), der den hier durchgeführten Berechnungen zugrunde liegt. Das Ergebnis zur Substratzusammensetzung nach KTBL-Erhebung wurde mit den Angaben der anderen Erhebungen verglichen (TLL 2016, DBFZ 2017, LK NRW versch. Jg.; Darstellung s. Häußermann et al. 2019).

In Abbildung 4 ist die Substratzusammensetzung im Mittel des Bundesgebietes nach KTBL (2015) dem Ergebnis einer Betreiberbefragung des DBFZ (2017) von rund 800 Biogasanlagen gegenübergestellt; die Schätzungen zu den Substratanteilen stimmen annähernd überein zwischen den beiden Erhebungen. Nach KTBL (2015) bildet Maissilage mit rund 47 % bezogen auf die Frischmasse den größten Anteil an den insgesamt eingesetzten Substraten, bezogen auf die Methanausbeute (Anteil an der erzeugten elektr. Arbeit) beträgt der Anteil rund 58 %. Innerhalb der Substrate aus pflanzlicher Biomasse dominiert Maissilage mit rund 80 % (Masse-bezogen).

**Abbildung 4: Mittlere Substratzusammensetzung<sup>a</sup> (bezogen auf Frischmasse) der landwirtschaftlichen Biogasanlagen (ohne Bioabfallvergärungsanlagen) in Deutschland nach KTBL (2015) und nach DBFZ (2017).**



Eigene Darstellung; Daten: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL 2015, 2016), Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ 2017).

<sup>a</sup> Ohne Berücksichtigung von Landschaftspflegematerial, Bioabfall und industriellen Reststoffen.

Aus der mittleren Substratzusammensetzung in Verbindung mit Normwerten zur Gasausbeute und zum Wirkungsgrad der Biogasanlagen kann schließlich der Substratbedarf insgesamt und darunter den Bedarf an Maissilage pro MWh eingespeister elektrischer Arbeit aus Biogasanlagen berechnet werden (Tabelle 1).

**Tabelle 1: Ermittlung des Substratbedarfs zur Erzeugung von 1 MWh eingespeister elektrischer Arbeit.**

| Substrat       | Anteil an ges. Substratmenge, Massebezogen (%) | Methan-Ausbeute (m <sup>3</sup> /t FM Substrat) | Anteil an ges. Substratmenge, Methanbezogen (%) | Spezifische Energie-Ausbeute <sup>a</sup> (kWh/t FM Substrat) | Spezifischer Substratbedarf (t FM Substrat/MWh) | Substratbedarf, Beitrag am Gesamtbedarf (t FM Substrat/MWh) |
|----------------|------------------------------------------------|-------------------------------------------------|-------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------|
| Maissilage     | 47,4                                           | 112                                             | 69,8                                            | 455                                                           | 2,20                                            | 1,48                                                        |
| Grassilage     | 5,3                                            | 100                                             | 7,0                                             | 405                                                           | 2,47                                            | 0,17                                                        |
| Getreide-GPS   | 3,7                                            | 109                                             | 5,2                                             | 442                                                           | 2,26                                            | 0,11                                                        |
| Weizenkörner   | 0,42                                           | 320                                             | 1,8                                             | 1297                                                          | 0,77                                            | 0,01                                                        |
| Roggenkörner   | 0,85                                           | 320                                             | 3,6                                             | 1297                                                          | 0,77                                            | 0,03                                                        |
| Corn-Cob-Mix   | 0,58                                           | 242                                             | 1,8                                             | 979                                                           | 1,02                                            | 0,02                                                        |
| Rindergülle    | 28,4                                           | 17                                              | 6,2                                             | 68                                                            | 14,77                                           | 0,89                                                        |
| Schweinegülle  | 9,7                                            | 12                                              | 1,5                                             | 49                                                            | 20,42                                           | 0,30                                                        |
| Geflügelkot    | 1,3                                            | 83                                              | 1,4                                             | 334                                                           | 2,99                                            | 0,04                                                        |
| Rinderfestmist | 2,3                                            | 53                                              | 1,6                                             | 213                                                           | 4,70                                            | 0,07                                                        |

<sup>a</sup> Mit Konversionsfaktor 1 kWh eingespeiste elektr. Arbeit pro 4,05 m<sup>3</sup> Methan-Verstromung (eig. Berechnung auf Basis KTBL 2015 und KTBL 2016).

Mit dem Faktor von 1,48 t Maissilage pro 1 MWh eingespeister elektrischer Arbeit (Mittelwert für das Bundesgebiet; länderspezifische Werte siehe Tabelle 15) wurde schließlich der Bedarf an Maissilage zur Verwendung in Biogasanlagen in den Kreisen berechnet.

### (iii) Anbauflächen von Biogas-Silomais

Aus Schritt (ii) ist der jährliche Bedarf an Maissilage als Biogas-Substrat in den Kreisen bekannt. Aus der Ernteerhebung stehen jährliche Angaben zum durchschnittlichen Hektarertrag von Silomais in den Kreisen zur Verfügung; aus diesen beiden Werten wird schließlich die (geschätzte) Anbaufläche von Biogas-Silomais berechnet. Dabei wird davon ausgegangen, dass Maissilage als relativ Transportkosten-intensives Material nur im Nahbereich der Biogasanlagen angebaut wird, in der die Silage dann auch eingesetzt wird. Mit dieser Annahme werden die berechneten Biogas-Maisanbauflächen den Kreisen zugerechnet, in denen die Anlagen ihren Betriebssitz haben. Die Differenz zwischen der agrarstatistischen Angabe zur Anbaufläche von Silomais insgesamt und der geschätzten Anbaufläche von Biogas-Silomais stellt die Anbaufläche von Futter-Silomais dar.

Bei der nachfolgenden Darstellung und Interpretation der Ergebnisse zu den Anbauflächen von Silomais in den Kreisen ist zu berücksichtigen, dass die Werte eine gewisse Unsicherheit aufweisen, wobei vor allem drei Ursachen zu nennen sind. Erstens kann der Wirkungsgrad einer Biogas-Anlage von den hier gewählten Standardannahmen abweichen, woraus ein abweichender Substratbedarf pro kWh<sub>el</sub> resultiert.

Zweitens kann die tatsächliche Zusammensetzung der Substrate – und damit der Anteil an Maissilage – in den einzelnen Biogasanlagen bzw. im Mittel eines Kreises von den Angaben zur Substratzusammensetzung im Mittel des Bundeslandes mehr oder weniger stark abweichen. Nach Gömann et al. (2013) reichen in einigen Regionen die Anbauflächen für die ausreichende Substratbereitstellung für die dort installierten Biogas-Kapazitäten nicht aus, so dass überdurchschnittlich viel Wirtschaftsdünger eingesetzt wird, was vor allem die Veredlungsregionen und größere Betrieben insbesondere in den östlichen Bundesländern betrifft.

Drittens erfolgte auch die Zuweisung der Silomais-Anbauflächen zu den Kreisen nach dem „Betriebssitz-Prinzip“ (s. Kap. 2.1), d.h. die berechnete Silomais-Fläche wird der LF desjenigen Kreises zugerechnet, in dem die Biogasanlage ihren Sitz hat. Für größere Biogasanlagen oder Anlagen mit Standort am Rand eines Kreisgebietes ist aber davon auszugehen, dass ein Teil der benötigten Maissilage auf Flächen außerhalb des Betriebssitz-Kreises angebaut wird. Allerdings ist nicht auszuschließen, dass in einigen Gebieten auch überregionale Transporte stattfinden, so wurden Gömann et al. (2013) zufolge in den beiden nördlichsten Landkreisen in Schleswig-Holstein im Jahr 2010 mehr als 20.000 ha für Biogas teilweise aus Süd-Dänemark geliefert.

Anhand einer Beispielrechnung soll die theoretische Ausdehnung der Silomais-Anbauflächen einer Biogasanlage verdeutlicht werden. Für eine 500 kW-Anlage mit einem Substratanteil von 70 % Maissilage werden bei einem Ertragsniveau von 45 t Maissilage (FM) pro Hektar rund 150 ha Maisanbaufläche benötigt. Mit Annahme eines Maisanteils von 33 % in der Fruchtfolge und 40 % Anteil Ackerland an der Gebietsfläche umfasst der Einzugsbereich dieser Anlage dann ca. 11 km<sup>2</sup> Gesamtfläche, was rechnerisch einem Kreis mit ca. 3,7 km Durchmesser entspricht. Einer Auswertung für Niedersachsen zufolge befinden sich 74 % der Biogas-Maisflächen innerhalb einer Entfernung von 5 km und 95 % innerhalb von 8 km von der Biogasanlage (zit. n. Rothe et al. 2010)

### 2.2.3 Entwicklung der Mais-Anbauflächen

Mit den Angaben der Agrarstatistik zu den Anbauflächen von Mais insgesamt (als Summe aus Körnermais und Silomais, die in der Agrarstatistik separat aufgeführt werden) und Silomais insgesamt (Kap. 2.1) sowie darunter von Biogas-Silomais (Kap. 2.2.2) kann die Entwicklung der Mais-Anbaufläche nach Verwertungsrichtungen in Deutschland (Abbildung 5; Einzelwerte s. Tabelle 14) und in den Kreisen dargestellt werden. Die Mais-Anbaufläche insgesamt hat von 1,51 Mio. ha in 2000 um 58 % auf 2,56 Mio. ha in 2012 zugenommen und ist seitdem annähernd konstant geblieben. Der Anteil der Maisflächen an der Ackerfläche hat dementsprechend von 12,8 % in 2000 auf 22,2 % in 2018 zugenommen, bezogen auf die Landwirtschaftsfläche von 8,9 % auf 15,7 %.

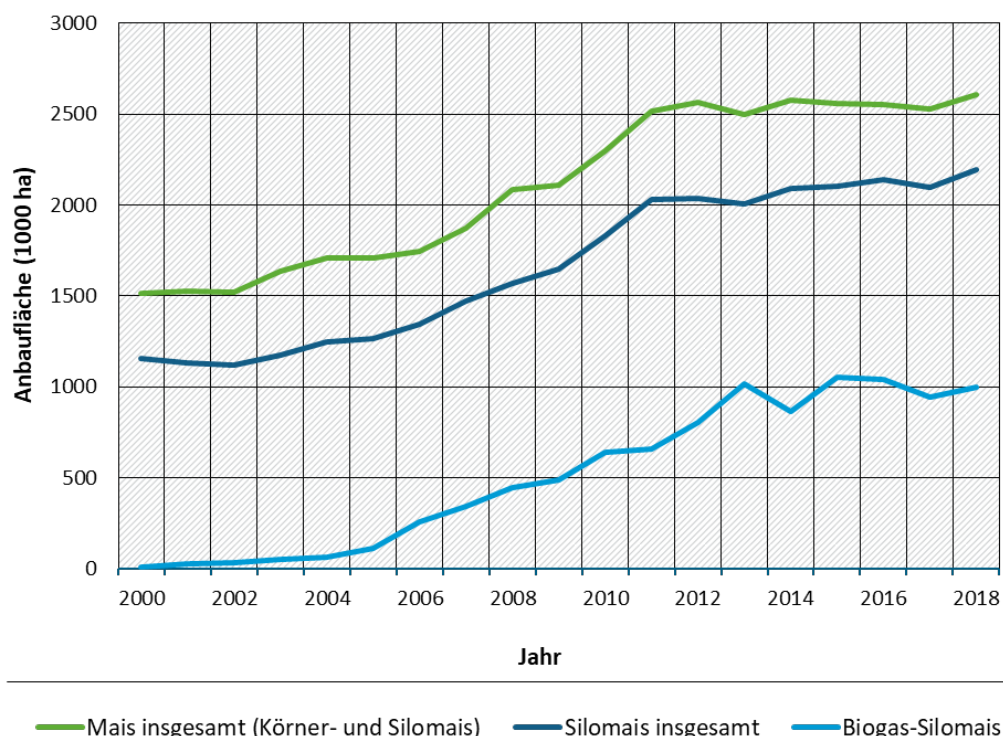
Die Zunahme der Mais-Anbaufläche insgesamt ist das Ergebnis von drei unterschiedlichen Entwicklungen. Der Anbau von Körnermais (einschl. CCM) wurde zunächst von 0,36 Mio. ha in 2000 auf ein Maximum von 0,53 Mio. ha in 2012 ausgeweitet und ist seitdem wieder auf 0,41 Mio. ha (2018) zurückgegangen. Die (geschätzte) Anbaufläche von Biogas-Silomais wurde, parallel zum Zuwachs an Biogasanlagen (s. Abbildung 2), ganz erheblich ausgedehnt von 0,01 Mio. ha in 2000 auf 1,26 Mio. ha in 2018; im Mittel der Jahre 2016-2018 (Bezugsperiode der vorliegenden Untersuchung) beträgt die Biogas-Silomaisfläche 1,08 Mio. ha. Die Biogas-Silomaisanbaufläche zeigt ab 2013 stärkere Schwankungen der Jahreswerte; diese Variabilität ist (zumindest teilweise) methodisch bedingt: gemäß Schritt (iii) des Berechnungsverfahrens (Kap. 2.2.2) wird der jährliche Substratbedarf (in Tonnen Maissilage) durch den Silomais-Ertrag (in Tonnen pro Hektar) geteilt, um die Silomais-Anbaufläche zu ermitteln. Die witterungsbedingte jährliche Variabilität der Silomais-Erträge beeinflusst somit unmittelbar das Ergebnis der Silomais-Anbaufläche; bei gegebenem Substratbedarf (i.e. eingespeister elektrischer Arbeit) wird in einem Jahr mit hohem Silomais-Ertrag eine geringere Silomais-Anbaufläche berechnet und umgekehrt.

Die Anbauflächen von Futter-Silomais, berechnet als Differenz zwischen Silomais insgesamt und geschätztem Biogas-Mais, haben von 1,14 Mio. ha in 2000 zunächst auch zugenommen bis auf 1,37 Mio. ha in 2011, um danach bis auf 1,06 Mio. ha im Mittel 2016-2018 zurückzugehen.

In der Diskussion um die mögliche Zunahme von Umweltbelastungen durch die Ausweitung des Biogas-Silomaisanbaus in den 2000er Jahren darf nicht verkannt werden, das Biogas-Mais nur

eine von drei Nutzungsrichtungen von Mais darstellt. Im Mittel 2016-2018 verteilt sich die Gesamtanbaufläche von Mais in Deutschland zu rund 84 % auf Silomais, der jeweils rund zur Hälfte als Futter und als Gärsubstrat verwendet wird, und zu 16 % auf Körnermais (einschl. CCM), das heißt bezogen auf die Mais-Anbaufläche nimmt Biogas-Silomais nur rund 42 % der Fläche ein. Mit dem Maisanbau gekoppelte Umweltbelastungen sind somit mehrheitlich noch immer mit den „klassischen“ Nutzungen als Raufutter und als Körnermais assoziiert.

**Abbildung 5: Entwicklung der Anbauflächen von Mais insgesamt, Silomais insgesamt und Silomais zur Verwendung als Substrat in Biogasanlagen in Deutschland 2000 bis 2018.**



Eigene Darstellung; Daten: Mais insgesamt und Silomais insgesamt: DESTATIS, übernommen aus Häußermann et al. (2019); Biogas-Silomais: s. Kap. 2.2.2.

Das Jahr 2018 war durch eine ausgeprägte Sommertrockenheit gekennzeichnet, in deren Folge der Silomais-Ertrag im Bundesdurchschnitt auf 35,3 t ha<sup>-1</sup> gegenüber 44,8 t ha<sup>-1</sup> im Mittel der Jahre 2014-2017 einbrach. Gemäß der hier verwendeten Methodik würde mit diesem niedrigen Ertrag, bei gleichbleibendem Bedarf an Substrat, eine Biogas-Silomaisfläche von rund 1,26 Mio. ha berechnet. Um den Effekt dieser Sondersituation auf die Flächenermittlung auszugleichen, wurde die Biogas-Silomaisfläche in 2018 auf Basis des Durchschnittsertrags 2014-2017 berechnet.

Anbauflächen und Verwendungsmengen nachwachsender Rohstoffe in Deutschland werden auch von der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR) jährlich im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft erfasst. Die Methodik entspricht der in Kap. 2.2.2 dargestellten Vorgehensweise (Schritte (i) bis (iii)), die Annahmen zur Substratzusammensetzung und den Konversionsfaktoren werden allerdings von der FNR (2019) nicht näher beschrieben. Angaben zum Anbau von Biogas-Silomais werden dort ab dem Jahr 2011 aufgeschlüsselt (FNR, 2019) und sind in Tabelle 2 den hier berechneten Ergebnissen gegenübergestellt.

**Tabelle 2: Vergleich der geschätzten Anbauflächen von Silomais zur Verwendung als Biogas-Substrat in Deutschland nach hier vorliegender Untersuchung und nach Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR, 2019).**

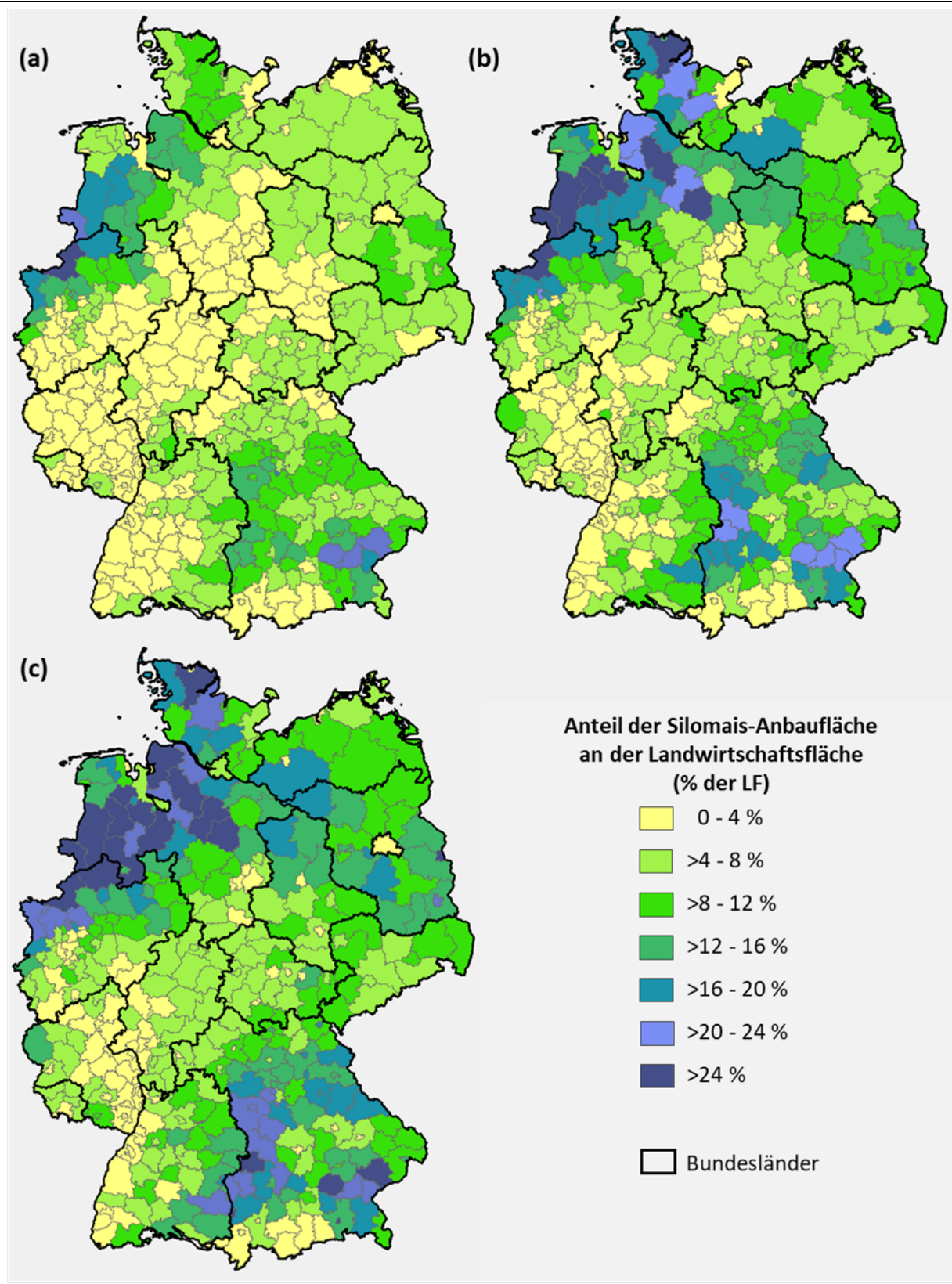
| Jahr | Anbaufläche Biogas-Silomais         |                      |               |
|------|-------------------------------------|----------------------|---------------|
|      | nach vorliegender Untersuchung (ha) | nach FNR (2020) (ha) | Differenz (%) |
| 2011 | 655.130                             | 700.000              | -6%           |
| 2012 | 801.784                             | 834.000              | -4%           |
| 2013 | 1014.995                            | 848.000              | 20%           |
| 2014 | 864.600                             | 877.000              | -1%           |
| 2015 | 1052.832                            | 872.000              | 21%           |
| 2016 | 1041.590                            | 911.000              | 14%           |
| 2017 | 943.690                             | 838.000              | 13%           |
| 2018 | 995.100                             | 866.000              | 15%           |

Die FNR ermittelt für die Jahre ab 2015 deutlich niedrigere Biogas-Silomaisflächen im Vergleich zum vorliegenden Ansatz, die Ursachen für diese Differenzen sind nicht bekannt. Ein Grund kann unter anderem in unterschiedlichen Daten zur Substratzusammensetzung liegen, die von der FNR (2019) für die Auswertungen der Betreiberbefragungen des DBFZ verwendet.

#### **Silomais-Anbauflächen in den Kreisen**

Abbildung 6 zeigt der Anteil der Silomais-Anbaufläche an der Landwirtschaftsfläche in den Kreisen in Deutschland in den Jahren 2000, 2010 und im Mittel 2016-2018. In allen Kreisen ist eine Zunahme des Silomais-Anteils festzustellen, die weitgehend auf die Ausdehnung des Anbaus von Biogas-Silomais zurückzuführen ist (s. Abbildung 6). Die Energieerzeugung mittels Biogasanlagen hat sich in den letzten 15 Jahren vor allem im nördlichen Teil Niedersachsens, in Schleswig-Holstein, in den südlichen Bereichen Bayerns und Baden-Württembergs sowie in größeren Teilen von Mecklenburg-Vorpommern zu einem relevanten Produktionszweig der Landwirtschaft entwickelt. Die Bundesländer mit dem prozentual höchsten Silomais-Anteil an der LF sind Niedersachsen und Bayern, sowohl im Jahr 2000 als auch im Mittel 2016-2018.

**Abbildung 6: Anteil der Anbaufläche von Silomais an der Landwirtschaftsfläche (a) im Jahr 2000, (b) im Jahr 2010, (c) im Mittel der Jahre 2016-2018 in den Kreisen in Deutschland.**

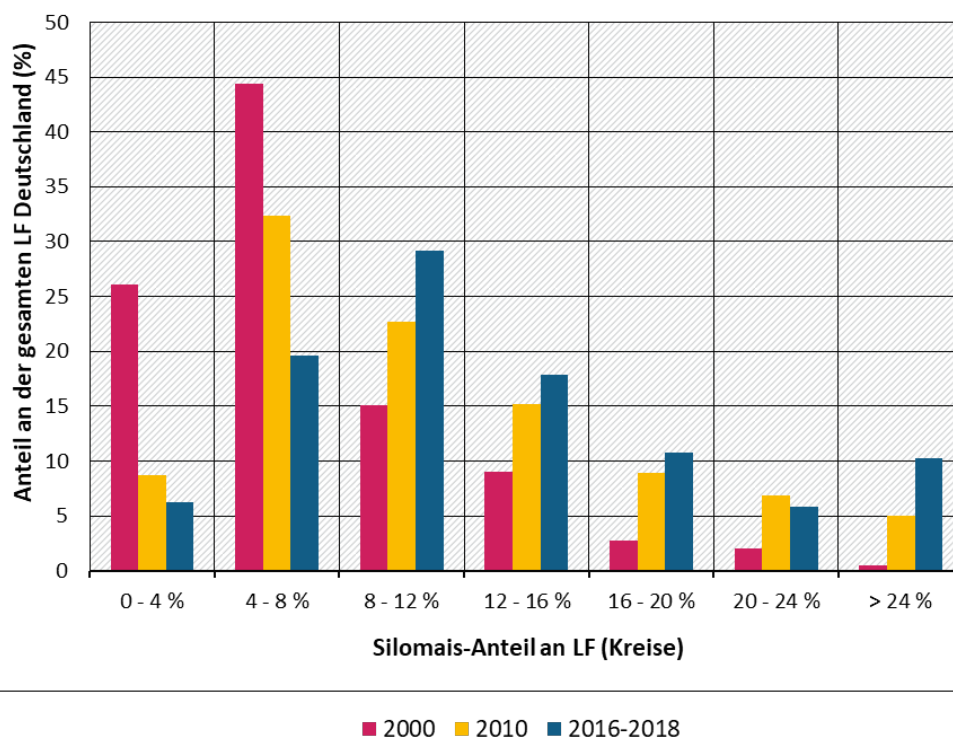


n = 299 Kreisregionen in Deutschland (Stand 1.1.2016).

Quelle: Eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Die Häufigkeitsverteilung der Anbauflächenanteile (Abbildung 7) hat sich zwischen 2000 und 2016-2018 stark verschoben. Insbesondere in den Regionen, in denen bereits in 2000 vergleichsweise viel Silomais angebaut wurde, ist der Anteil an der LF stärker gestiegen. Im Jahr 2000 betrug der Anteil der LF in den Kreisen mit 0-4 % Anteil Silomais rund ein Viertel; nur in einem Landkreis, der rund 0,5 % der gesamten LF in Deutschland repräsentiert, betrug der Silomais-Anteil damals bereits über 24 %. Im Mittel 2016-2018 ist die Kreis-LF mit 0-4 % Anteil Silomais auf rund 6 % zurückgegangen, die Klasse mit mehr als 24 % Silomais-Anteil umfasst jetzt über 10 % der LF in Deutschland. Im Maximum erreicht der Silomais-Anteil in einem Kreis über 40 % der Kreis-LF.

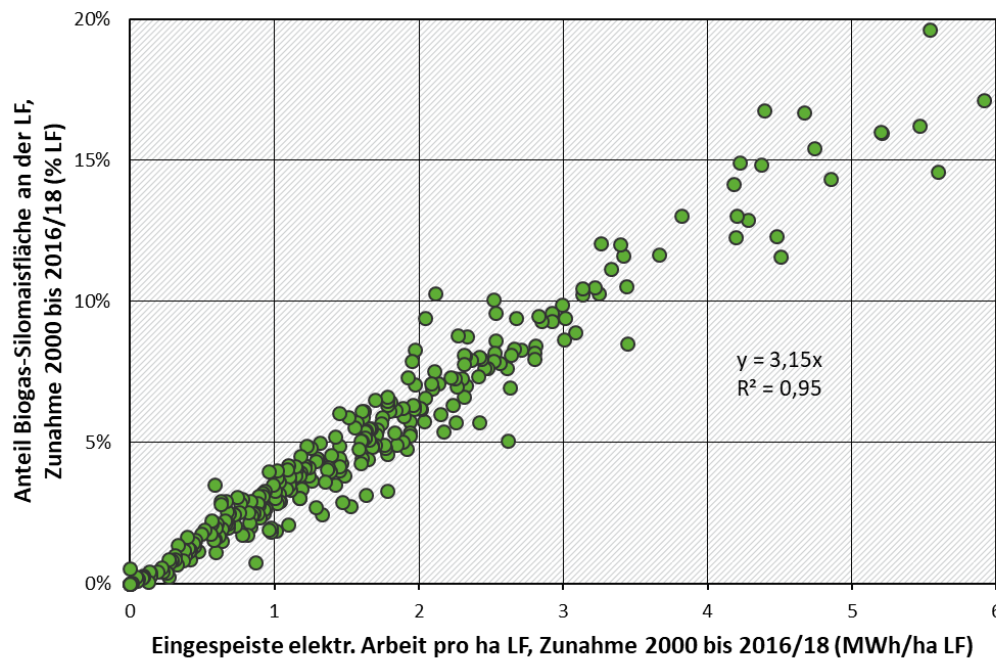
**Abbildung 7: Häufigkeitsverteilung des Silomais-Anbaus (Anteil an der Landwirtschaftsfläche) im Jahr 2000, im Jahr 2010 und im Mittel 2016-2018 in den Kreisen in Deutschland.**



Eigene Darstellung.

Die Zunahme des Silomais-Anbaus (bezogen auf den Anteil an der LF) ist weitestgehend auf den Zuwachs der Biogasanlagenkapazitäten zurückzuführen bzw. auf die Zunahme der Energieerzeugung aus Biomasse, ausgedrückt als eingespeiste elektrische Arbeit (einschließlich Biomethan-Äquivalent) pro ha LF. Abbildung 8 verdeutlicht den engen Zusammenhang zwischen diesen beiden Größen, pro 1 MWh eingespeister elektrischer Arbeit pro ha LF ist in den vergangenen Jahren der Anteil von Biogas-Silomais an der LF in den Kreisen im Mittel um rund 3 %-Pkt. gestiegen.

**Abbildung 8: Zunahme der Anbaufläche (Anteil an der Landwirtschaftsfläche) von Silomais zur Verwendung als Gärsubstrat und der Zunahme der eingespeisten elektrischen Arbeit aus Biogasanlagen<sup>a</sup> (MWh pro Hektar Landwirtschaftsfläche) im Mittel 2016-2018 gegenüber Jahr 2000 in den Kreisregionen in Deutschland.**



<sup>a</sup> einschließlich Biomethananlagen-Äquivalent.

n = 299 Kreisregionen (Stand 1.1.2016).

Eigene Darstellung.

### Regionale Schwerpunkte des Anbaus von Silomais

Gebiete mit einem hohen Anbauanteil von Silomais sind in Deutschland vor allem in Niedersachsen und Bayern zu finden. In Niedersachsen konzentriert sich der Maisanbau auf den nördlichen und westlichen Landesteil, in Bayern liegen die Anbauschwerpunkte in den Regierungsbezirken Schwaben und im südöstlichen Oberbayern. Die Abgrenzung von sogenannten „Clustern“ im Sinne von räumlich geschlossenen und scharf abgegrenzten Regionen mit hoher Dichte an Biogasanlagen bzw. Anbau von Biogas-Silomais erscheint, in Anbetracht der m.o.w. kontinuierlichen Ausprägung und regionalen Verteilung der Größen, jedoch als ein artifizieller Vorgang, so dass darauf verzichtet wurde.

In Tabelle 3 sind Angaben zum Silomais-Anbau insgesamt und zum Biogas-Silomais für die 15 Landkreise mit dem größten Anteil an Silomais an der LF (Mittel 2016-2018) aufgeführt. Diese 15 Landkreise entsprechen 8,8 % der LF, aber 20,2 % der Silomais-Fläche insgesamt und 21,1 % der Biogas-Silomaisfläche in Deutschland. Der Anteil der Silomais-Fläche insgesamt reicht von rund 24 % bis im Maximum über 40 % der LF (Grafschaft Bentheim). Der Silomais-Anbau in den Kreisen umfasst sehr unterschiedliche Anteile der beiden Nutzungsrichtungen von Maissilage als Futter (Erzeugung von tierischen Produkten) vs. als Gärsubstrat (Energieerzeugung); im Kreis Donau-Ries werden mehr als 80 % des Silomais für Biogas verwendet, während es in der Grafschaft Bentheim nur rund 22 % sind. Der Kreis Donau-Ries weist mit 19,6 %-Pkt. Zunahme des Silomais-Anteils an der LF auch den größten Zuwachs des Silomais-Anteils an LF - induziert durch die Biogaserzeugung - auf. Die Situation im Kreis Grafschaft Bentheim verdeutlicht, dass ein hoher bis sehr hoher Anteil Silomais an der LF nicht zwingend stets auf einen hohen Anteil an Biogas-Silomais bzw. die Biogaserzeugung zurückzuführen ist, sondern auch auf den hohen Rindvieh-Besatz.

**Tabelle 3: Silomais-Anbau in den 15 Landkreisen mit dem größten Silomais-Anteil an der Landwirtschaftsfläche (Mittel 2016-2018).**

| Landkreis <sup>a</sup> | BL <sup>b</sup> | LF gesamt<br>2016<br><br>(ha) | Silomais insgesamt                |                                                                   | Biogas-Silomais                                                                        |                                                                 | Stromein-<br>speisung <sup>c</sup><br>pro ha LF<br>2016-18<br><br>(MWh<br>ha <sup>-1</sup> LF a <sup>-1</sup> ) |
|------------------------|-----------------|-------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
|                        |                 |                               | Anteil an<br>der LF<br><br>(% LF) | Zunahme<br>Anteil an LF<br>2000 zu<br>2016-18<br><br>Δ(%-Pkt. LF) | Zunahme<br>Anteil Bio-<br>gas-Silomais<br>an LF 2000<br>zu 2016-18<br><br>Δ(%-Pkt. LF) | Anteil an<br>Silomais<br>insgesamt<br><br>(% Silo-<br>mais-Fl.) |                                                                                                                 |
| Grafschaft Bentheim    | NI              | 58.296                        | 40,5 %                            | 17,0 %                                                            | 8,9 %                                                                                  | 21,9 %                                                          | 3,08                                                                                                            |
| Rotenburg (Wümme)      | NI              | 126.042                       | 39,2 %                            | 23,7 %                                                            | 16,0 %                                                                                 | 41,5 %                                                          | 5,28                                                                                                            |
| Cloppenburg            | NI              | 95.505                        | 36,1 %                            | 15,7 %                                                            | 16,0 %                                                                                 | 44,6 %                                                          | 5,24                                                                                                            |
| Emsland                | NI              | 162.521                       | 32,7 %                            | 14,3 %                                                            | 12,9 %                                                                                 | 39,4 %                                                          | 4,28                                                                                                            |
| Borken                 | NW              | 86.124                        | 32,3 %                            | 4,7 %                                                             | 10,5 %                                                                                 | 32,6 %                                                          | 3,44                                                                                                            |
| Oldenburg              | NI              | 63.862                        | 30,9 %                            | 15,6 %                                                            | 16,2 %                                                                                 | 53,4 %                                                          | 5,55                                                                                                            |
| Ammerland              | NI              | 42.654                        | 28,9 %                            | 11,5 %                                                            | 7,8 %                                                                                  | 27,1 %                                                          | 2,56                                                                                                            |
| Schleswig-Flensburg    | SH              | 145.051                       | 26,5 %                            | 14,4 %                                                            | 15,4 %                                                                                 | 58,8 %                                                          | 4,77                                                                                                            |
| Celle                  | NI              | 52.227                        | 26,3 %                            | 21,4 %                                                            | 17,1 %                                                                                 | 65,2 %                                                          | 5,92                                                                                                            |
| Dillingen a.d.Donau    | BY              | 45.258                        | 25,6 %                            | 11,9 %                                                            | 13,0 %                                                                                 | 51,0 %                                                          | 4,20                                                                                                            |
| Heidekreis             | NI              | 69.453                        | 25,2 %                            | 18,6 %                                                            | 14,4 %                                                                                 | 58,8 %                                                          | 5,01                                                                                                            |
| Diepholz               | NI              | 129.528                       | 25,0 %                            | 15,6 %                                                            | 12,3 %                                                                                 | 49,0 %                                                          | 4,20                                                                                                            |
| Erding                 | BY              | 58.798                        | 24,6 %                            | 2,0 %                                                             | 10,5 %                                                                                 | 45,9 %                                                          | 3,49                                                                                                            |
| Fürth                  | BY              | 15.737                        | 24,5 %                            | 9,0 %                                                             | 14,1 %                                                                                 | 58,9 %                                                          | 4,25                                                                                                            |
| Donau-Ries             | BY              | 72.627                        | 23,9 %                            | 11,7 %                                                            | 19,6 %                                                                                 | 82,4 %                                                          | 5,54                                                                                                            |
| DE (Summe/Mittel)      |                 | 16.658.925                    | 12,8 %                            | 5,8 %                                                             | 5,9 %                                                                                  | 47,0 %                                                          | 1,89                                                                                                            |

<sup>a</sup> In der Reihenfolge abnehmenden Silomais-Anteils an der LF.

<sup>b</sup> Bundesland; NI: Niedersachsen, BY: Bayern, NW: Nordrhein-Westfalen, SH: Schleswig-Holstein.

<sup>c</sup> Eingespeiste elektrische Arbeit aus Biogasanlagen (einschließlich Biomethananlagen-Äquivalent).

Bei der Interpretation ist zu beachten, dass es sich – im Unterschied zu den statistischen Angaben zu LF und Silomais insgesamt - bei den Angaben zu Flächen bzw. Anteilen von Biogas-Silomais um berechnete Werte handelt, die von mehreren Annahmen abhängen (s. Kap 2.2.2) und auf der Ebene der Kreise daher eine größere Unsicherheit aufweisen können.

## 2.3 Raps

Die Anbauflächen von Raps zur Herstellung von Biodiesel werden in der Agrarstatistik, analog zum Biogas-Silomais, in Deutschland nicht explizit erhoben. Von der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR) werden die Anbauflächen von Raps zur Biodiesलगewinnung daher ermittelt, indem aus den Verarbeitungsmengen von inländischem Raps, mit Annahmen zur Biodiesel-Ausbeute aus Rapskorn und den Rapsertträgen, auf die Anbaufläche zurückgerechnet wird.

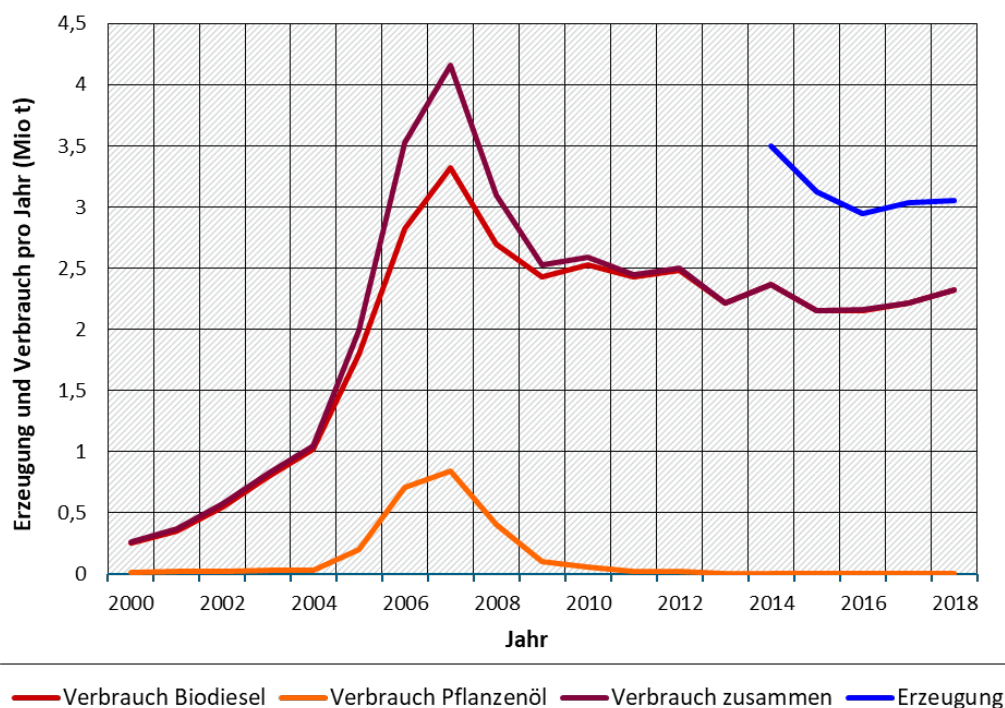
### 2.3.1 Entwicklung der Produktion und des Verbrauchs von Biodiesel

Winterraps ist nach Silomais die Kulturart mit der größten energetischen Verwertung in Deutschland, die hauptsächliche Verwendung (als NawaRo) erfolgt für die Herstellung von Biodiesel (andere Ölfrüchte wie Sonnenblumen und Lein werden aufgrund ihrer geringen Bedeutung hier nicht betrachtet, der Anbau von Sommerraps spielt in Deutschland keine Rolle mehr; im Folgenden bezieht sich „Raps“ daher immer auf Winterraps). Biodiesel wird aus Fetten und

Ölen durch Umesterung mit einwertigen Alkoholen (Methanol, Ethanol) gewonnen. Als Rohstoff für die Herstellung eignen sich alle pflanzlichen und tierischen Fette und Öle; die pflanzlichen Öle werden hauptsächlich aus Ölsaaten (Raps, Sonnenblumen, Palmöl, Soja, weitere) gewonnen. Gegen Ende der 1990er Jahre gab es in Deutschland und Europa eine gesellschaftliche Debatte über die Verminderung der Treibhausgasemission aus dem Verkehrssektor. In deren Folge wurde die Einführung von Biokraftstoffen (Biodiesel, Bioethanol) propagiert, deren Erzeugung als nachhaltig und klimaschonend galt. In Deutschland wird der Einsatz von Biodiesel (zur Beimischung in Dieselmotoren oder als Reinkraftstoff B100) seit 2007 durch das Biokraftstoffquotengesetz vorgeschrieben. Zunächst galt in Deutschland eine Verwendungspflicht von 4,4 % Biodiesel zu herkömmlichem Diesel, seit 2009 wird bis zu 7 % Biodiesel beigemischt (an den Tankstellen als „B7“ gekennzeichnet). Im Zuge dieser Entwicklung stieg der Biodiesel-Verbrauch in Deutschland ab dem Jahr 2000 zunächst rasch bis zum Höchstwert von 4,14 Mio. t in 2007 an (Abbildung 9). Nach dem Rückgang der steuerlichen Förderung ab 2013 sank dann der Absatz von Biodiesel in Deutschland wieder und bewegt sich seitdem auf einem Niveau von 2,1 bis 2,3 Mio. t pro Jahr. Die Beimischungsquote von Biodiesel zu Dieselmotoren lag in den Jahren 2014 bis 2018 zwischen 5,7 % und 6,5 % (UFOP 2020).

Die Verwendung von Pflanzenöl als Alleinbrennstoff erfordert pflanzenöltaugliche Motoren (bzw. Heizungsanlagen), die vor allem in Nutzfahrzeugen und in BHKW eingesetzt werden. Der Pflanzenölverbrauch erreichte in 2007 mit rund 830.000 t seinen Höhepunkt und ging dann mit Auslaufen der steuerlichen Förderung ab 2013 auf nahezu Null zurück (UFOP 2020).

**Abbildung 9: Produktion und Verbrauch von Biodiesel und Pflanzenöl in Deutschland.**



Eigene Darstellung; Daten Produktion und Verbrauch: UFOP (2020); Erzeugung: eig. Berechnung, Daten erst ab 2014 verfügbar.

Die Produktionskapazitäten der Biodiesel-Produktionsanlagen in Deutschland betragen zusammen rd. 3,0 Mio. t pro Jahr (Stand 2020; UFOP 2020; VDB 2020). Neben der Erzeugung für den inländischen Verbrauch spielt auch der Außenhandel mit Biodiesel eine Rolle, im Mittel 2016-2018 betrug die Einfuhr von Biodiesel jährlich 921.000 t und die Ausfuhr 1,70 Mio. t, so dass ein

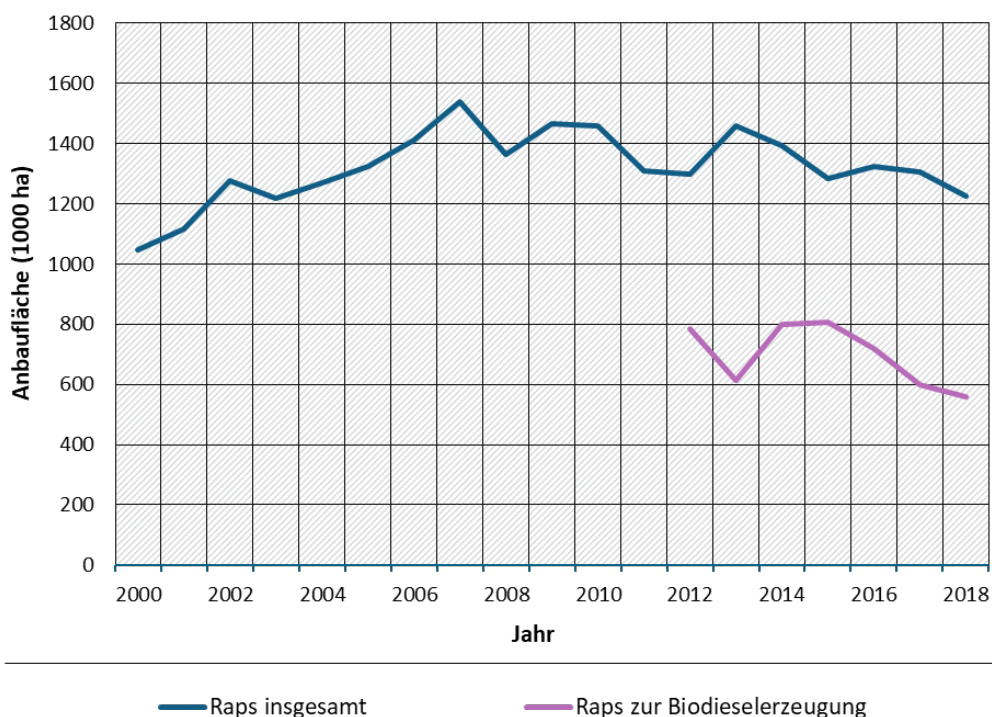
Exportüberschuss von 778.000 t verbleibt (UFOP 2020). Statistische Angaben zur Gesamtproduktion in Deutschland sind nicht bekannt, für die Darstellung in Abbildung 9 wurde die Summe aus dem inländischen Verbrauch und dem Import-Export-Saldo als Schätzwert der jährlichen Erzeugung in Deutschland insgesamt herangezogen.

### 2.3.2 Entwicklung der Raps-Anbaufläche

Die Rapsanbaufläche insgesamt in Deutschland veränderte sich zwischen 2000 bis 2018 wesentlich weniger als der Maisanbau (Abbildung 10; Tabelle 16). Ausgehend von rund 1,05 Mio. ha in 2000 (entsprechend 6,1 % der LF) wurde die größte Ausdehnung mit 1,54 Mio. ha in 2013 (8,7 % der LF) erreicht, seitdem ist die Raps-Anbaufläche wieder etwas zurückgegangen und lag im Jahr 2018 bei 1,22 Mio. ha (7,4 % der LF; Flächenangaben n. Häußermann et al. 2019).

Von der FNR werden die Anbauflächen von Raps zur Biodieselgewinnung nach folgendem Ansatz berechnet: Aus den Verarbeitungsmengen an inländischem Raps zur Erzeugung von Biodiesel wird, mit Standardwerte zur Biodiesel-Ausbeute aus Rapskorn sowie den jährlichen Rapserträgen, die jährlichen Anbauflächen geschätzt. Angaben zu den Anbauflächen von Raps zur Verwendung als NawaRo werden von der FNR (2019) erst ab dem Jahr 2012 veröffentlicht. Die Anbaufläche von Raps zur energetischen Nutzung erreichte demnach ihren höchsten Wert mit 805.000 ha im Jahr 2015, was rund 63 % der gesamten Raps-Anbaufläche entspricht. In 2018 ist der Rapsanbau für die Biodieselerzeugung auf 560.000 ha zurückgegangen (rund 46 % der gesamten Raps-Anbaufläche). Der Rückgang ist darauf zurückzuführen, dass die Rohstoffe zur Erzeugung von Biodiesel substituierbar sind und in großem Umfang international gehandelt werden. Einheimisches Rapsöl wurde daher in den letzten Jahren in der Biodieselherstellung durch den Import von (preisgünstigerem) Sojaöl und Palmöl verdrängt. Zudem treten in den letzten Jahren vermehrt witterungsbedingte Ernteausfälle im Rapsanbau auf, was ebenfalls zu einem Rückgang der Anbauflächen beigetragen hat (FNR 2019).

**Abbildung 10: Entwicklung der Anbauflächen von Raps insgesamt 2000 bis 2018 und Raps zur Biodieselerzeugung in Deutschland 2012 bis 2018.**

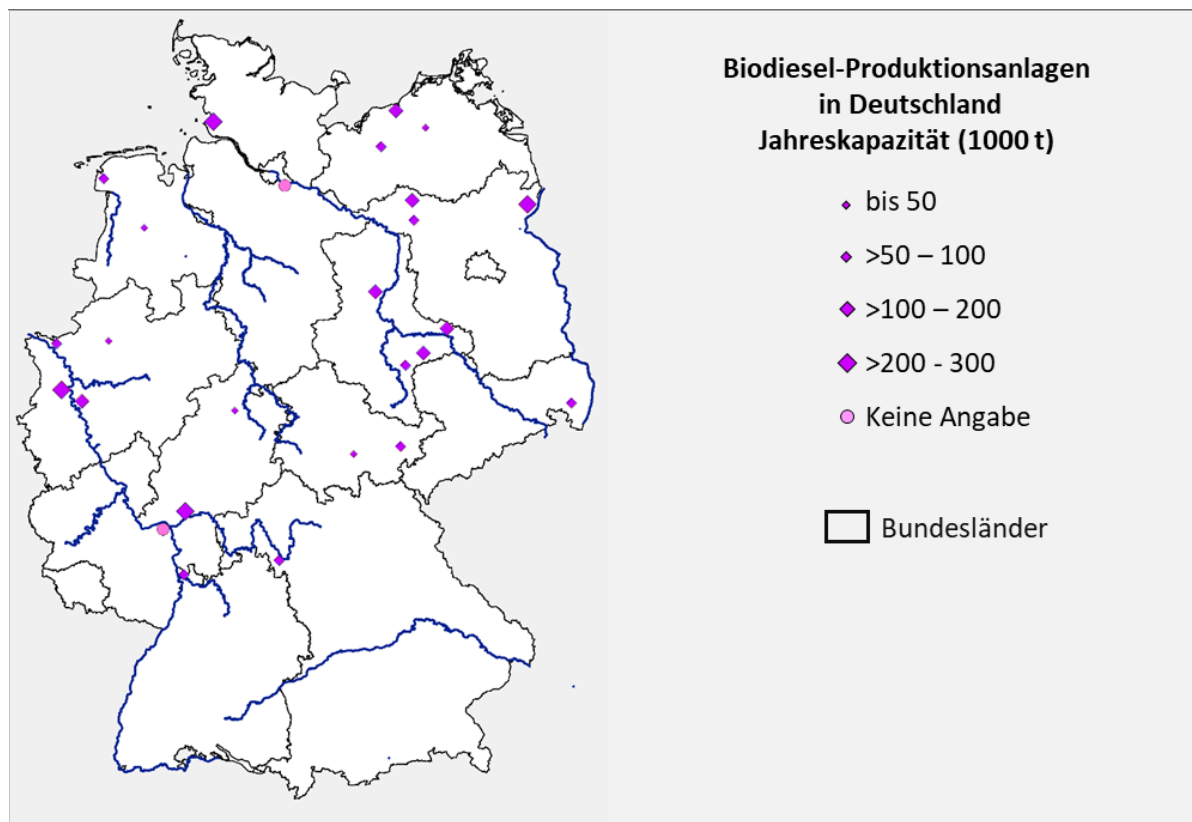


Eigene Darstellung; Daten: Raps insges.: DESTATIS, übernommen aus Häußermann et al. (2019); NawaRo-Raps: FNR (2019).

Im Hinblick auf seine Nutzung als Energiepflanze unterscheidet sich Raps in zwei wesentlichen Punkten von Silomais: (i) Raps ist wesentlich transportwürdiger: der Marktpreis von Raps (Körner) liegt zwischen 450 und 500 € pro Tonne, Silomais ist in der Größenordnung von ca. 30 bis 35 € pro Tonne anzusetzen, bezogen auf den Produkterlös sind die Transportkosten von Raps daher erheblich geringer als von Silomais. (ii) Die Entscheidung über die Verwendung zwischen Raps zur Ölgewinnung für Ernährungszwecke oder als Ausgangsprodukt für Biodiesel (in beiden Fällen mit dem Nebenerzeugnis Rapsextraktionsschrot als Eiweißfuttermittel) trifft nicht der anbauende Landwirt, sondern die verarbeitende Industrie. Aus den genannten Gründen können die Anbauflächen von Raps zur Biodieselerzeugung im Bundesgebiet nicht näher (z.B. mit Regionalgliederung Kreise) räumlich verortet werden, sondern es kann aus den Verarbeitungsmengen von Raps für die Biodiesel-Produktion nur auf die Anbaufläche von NawaRo-Raps insgesamt rückgeschlossen werden

Die größten Biodiesel-Produktionsanlagen in Deutschland sind bevorzugt an See- und Binnenhäfen angesiedelt (Abbildung 11), weitere Anlagen liegen in den östlichen und nördlichen Bundesländern, die auch durch einen hohen Rapsanteil an der Landwirtschaftsfläche gekennzeichnet sind. Eine sehr enge räumliche Konzentration des Rapsanbaus im Nahbereich der Standorte der Verarbeitungsanlagen (Biodiesel-Produktionsanlagen bzw. Ölmühlen) ist jedoch aus der Anbauflächenverteilung nach Kreisen (Abbildung 12) nicht zu erkennen.

**Abbildung 11: Standorte und Produktionskapazitäten von Biodieselanlagen in Deutschland.**

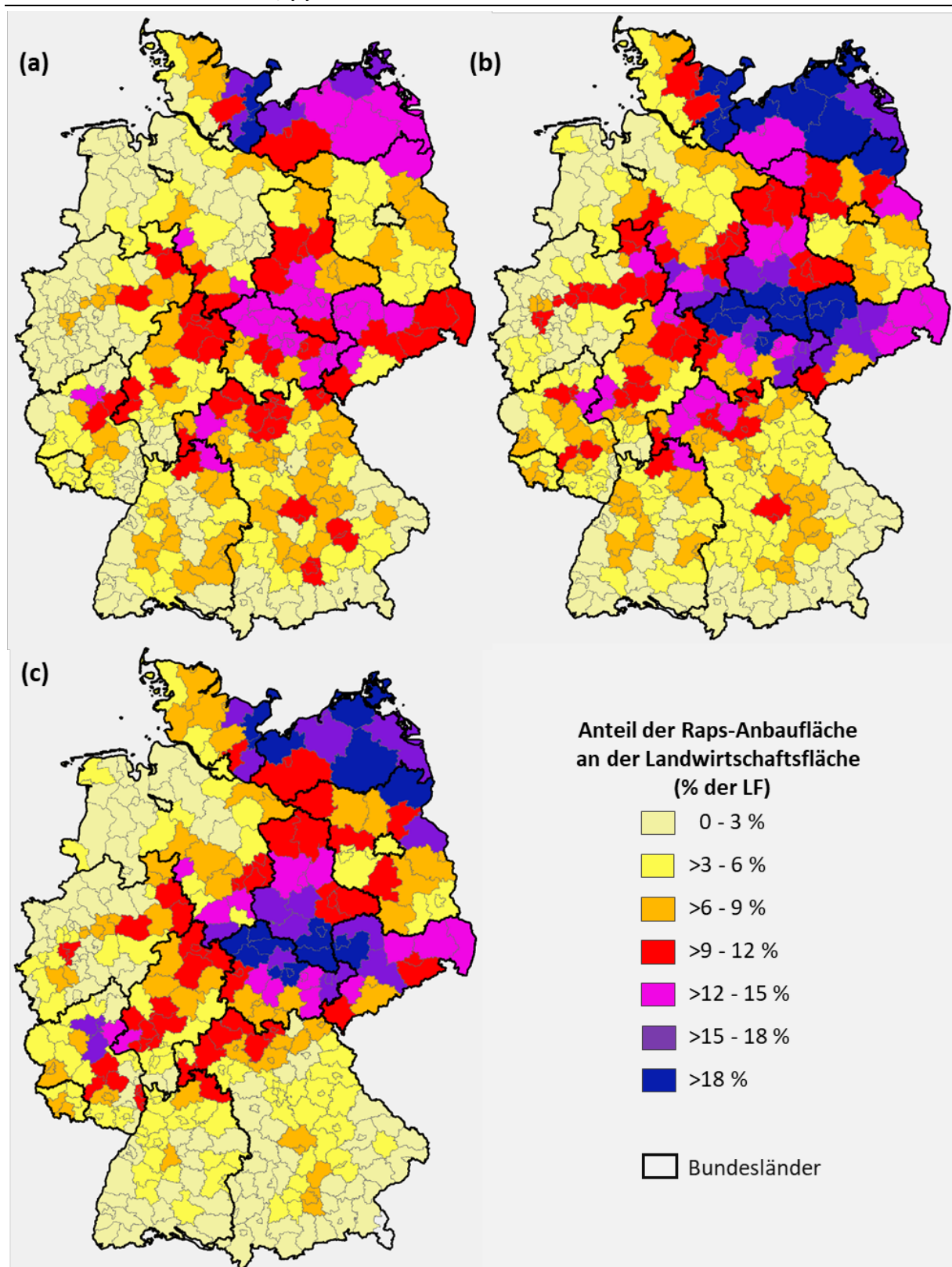


Eigene Darstellung; Quelle: Dossier Biodiesel- und Biomethanolanlagen in Deutschland (VBD, unveröff.), Stand 2020.  
Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

### Raps-Anbauflächen in den Kreisen

Mit rund 59 % der gesamten Anbaufläche in Deutschland konzentriert sich der Rapsanbau in den östlichen Bundesländern (Abbildung 12). In Mecklenburg-Vorpommern liegt der Rapsanteil an der LF im Landesdurchschnitt bei 17 %, in Sachsen und Sachsen-Anhalt über 14 %.

**Abbildung 12: Anteil der Anbaufläche von Raps an der Landwirtschaftsfläche (a) im Jahr 2000, (b) im Jahr 2010, (c) im Mittel der Jahre 2016-2018 in den Kreisen in Deutschland.**

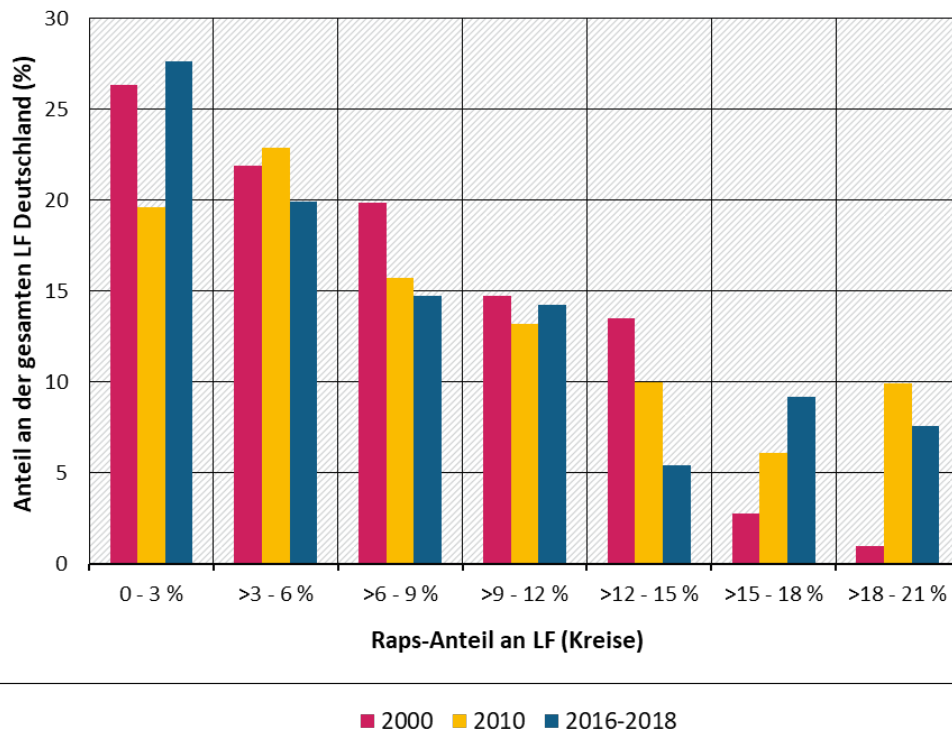


n = 299 Kreisregionen in Deutschland (Stand 1.1.2016).

Quelle: Eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Die Raps-Anbauflächenanteile haben in den meisten Kreisen von 2000 bis 2010 um einige %-Punkte zugenommen (Abbildung 13), die stärksten Zunahmen traten in den Kreisen mit überdurchschnittlichen Rapsanteil an der LF auf (s. Tabelle 4). Der Rückgang seitdem bis 2016-2018 betrifft tendenziell eher die Kreise mit geringer Rapsanbau.

**Abbildung 13: Häufigkeitsverteilung des Raps-Anbaus (Anteil an der Landwirtschaftsfläche) im Jahr 2000, im Jahr 2010 und im Mittel 2016-2018 in den Kreisen in Deutschland.**



Eigene Darstellung.

### Regionale Schwerpunkte des Anbaus von Raps

In Tabelle 4 sind die Raps-Anbauflächen für die 15 Landkreise mit dem größten Raps-Anteil an der LF (Mittel 2016-2018) aufgeführt. Diese 15 Landkreise entsprechen 10,3 % der LF, repräsentieren aber 24,7 % der Raps-Anbaufläche insgesamt in Deutschland. Die Anteile variieren zwischen rund 22 % als höchstem Wert (Kreis Ostholstein) und rund 18 % (Landkreis Rostock). Die stärkste Ausweitung des Rapsanbaus von 2000 bis Mittel 2016-2018 tritt im Kyffhäuserkreis mit einer Zunahme des Anteils an der LF von rund 7 %-Pkt. auf, die Zunahme im Kreis Ostholstein ist demgegenüber mit nur rund 2 %-Pkt. moderat. Dies ist mutmaßlich darauf zurückzuführen, dass in diesem Kreis (ebenso wie in den Kreisen Nordwestmecklenburg und Vorpommern-Rügen) die Ausdehnung des Rapsanbaus bereits rund 25 % der Ackerfläche ausmacht, das heißt das pflanzenbaulich noch vertretbare Maximum des Rapsanbaus innerhalb einer vierjährigen Fruchtfolge ist dort bereits erreicht.

**Tabelle 4: Raps-Anbau in den 15 Landkreisen mit dem größten Raps-Anteil an der Landwirtschaftsfläche (Mittel 2016-2018).**

| Landkreis <sup>a</sup>      | BL <sup>b</sup> | LF gesamt<br>2016-2018<br>(ha) | Raps insgesamt             |                                                         |
|-----------------------------|-----------------|--------------------------------|----------------------------|---------------------------------------------------------|
|                             |                 |                                | Anteil an der LF<br>(% LF) | Zunahme Anteil an LF<br>2000 zu 2016-18<br>Δ(%-Pkt. LF) |
| Ostholstein                 | NI              | 89.365                         | 22,3 %                     | 2,2 %                                                   |
| Nordwestmecklenburg         | MV              | 139.029                        | 21,1 %                     | 3,0 %                                                   |
| Vorpommern-Rügen            | MV              | 202.482                        | 20,6 %                     | 4,1 %                                                   |
| Kyffhäuserkreis             | TH              | 67.876                         | 20,3 %                     | 7,3 %                                                   |
| Weimarer-Land               | TH              | 55.255                         | 19,2 %                     | 6,3 %                                                   |
| Nordhausen                  | TH              | 35.617                         | 19,0 %                     | 4,4 %                                                   |
| Saalekreis                  | ST              | 101.568                        | 18,7 %                     | 7,1 %                                                   |
| Mecklenburgische Seenplatte | MV              | 287.229                        | 18,5 %                     | 3,4 %                                                   |
| Burgenlandkreis             | ST              | 93.584                         | 18,4 %                     | 7,6 %                                                   |
| Leipzig                     | SN              | 95.935                         | 18,2 %                     | 5,2 %                                                   |
| Eichsfeld                   | TH              | 47.207                         | 18,2 %                     | 4,4 %                                                   |
| Uckermark                   | BB              | 177.219                        | 18,1 %                     | 6,4 %                                                   |
| Unstrut-Hainich-Kreis       | TH              | 66.658                         | 18,1 %                     | 5,2 %                                                   |
| Altenburger Land            | TH              | 36.710                         | 17,9 %                     | 3,3 %                                                   |
| Rostock                     | MV              | 223.131                        | 17,9 %                     | 2,3 %                                                   |
| <b>DE gesamt</b>            |                 | <b>16.658.925</b>              | <b>8,0 %</b>               | <b>1,2 %</b>                                            |

<sup>a</sup> In der Reihenfolge abnehmenden Raps-Anteils an der LF.

<sup>b</sup> Bundesland; MV: Mecklenburg-Vorpommern, NI: Niedersachsen, SH: Schleswig-Holstein, SN: Sachsen, ST: Sachsen-Anhalt, TH: Thüringen.

### 3 Veränderung des N-Überschuss durch Mais- und Rapsanbau

Die N-Gesamtbilanz (synonym: Hoftorbilanz, Sektorbilanz, Stoffstrombilanz) für die Landwirtschaft umfasst die drei Komponenten Flächenbilanz (Pflanzen- bzw. Bodenproduktion), Stallbilanz (tierische Erzeugung) und Biogasbilanz (Erzeugung von Biogas), wobei letztere erst seit einigen Jahren als separate Komponente berücksichtigt wird (Müller et al. 2022). Der Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz dient als Indikator zur Charakterisierung der potenziellen Gewässerbelastung mit Nitrat aus der Landwirtschaft sowie deren Veränderung im Zeitverlauf. Insbesondere für die WRRL-Umsetzung dient der N-Flächenbilanzüberschuss als zentrale Größe dazu, mit Modellinstrumenten wie AGRUM (Wendland et al. 2020) und MoRE (Fuchs et al. 2010, 2017) die Einträge von Stickstoff in Oberflächengewässer und Grundwasser zu quantifizieren oder die regionale Verteilung der Nitratkonzentration im Grundwasser landesweit zu modellieren (Knoll et al. 2019, 2020).

#### 3.1 Methodik der N-Bilanzierung

Der N-Überschuss einer Bilanzeinheit entspricht der Differenz zwischen den N-Zufuhren und den N-Abfuhren während eines Bilanzjahres und charakterisiert die potenzielle Emission von reaktiven Stickstoff-Verbindungen (sowie  $N_2$ ) aus dieser Einheit. Die Methodik zur Berechnung des N-Flächenbilanzüberschuss mit Regionalgliederung Kreise wird in Häußermann et al. (2019) detailliert beschrieben. Der Flächenbilanzüberschuss beinhaltet den Eintrag von Stickstoff in den Boden (i) ohne Abzug der  $NH_3$ -Verluste, die bei der Ausbringung von Wirtschaftsdünger, Gärresten und Mineraldünger auf der Fläche auftreten, sowie (ii) ohne Abzug von  $N_2$ -,  $NO_x$ - und  $N_2O$ -Emissionen aus dem Boden, die in Folge von Nitrifikation und Denitrifikation entstehen.

Die hier durchgeführten Szenariorechnungen bauen auf der Berechnung der N-Flächenbilanzen für Bundesländer und Kreise von Häußermann et al. (2019) auf, die bis zum Jahr 2018 aktualisiert wurde. Die Auswirkungen des Anbaus von Silomais und Raps (als Energiepflanzen) auf den N-Überschuss wurde wie folgt abgeschätzt.

##### **Silomais-Anbau zur Biogas-Erzeugung**

Ist-Situation: N-Überschuss im Mittel der Jahre 2016-2018.

Szenario "ohne Biogas-Erzeugung": Es wird angenommen, dass keine Erzeugung von Biogas stattfindet (d.h. Situation vor ca. Jahr 2000). Für dieses Szenario wird in jeder Kreisregion die Fläche des Biogas-Silomais in den Jahren 2016 bis 2018 von der Fläche "Silomais gesamt" abgezogen, die dadurch freiwerdende Fläche wird mit den übrigen Marktfrüchten (Getreide, Hackfrüchte, Ölfrüchte) im Verhältnis ihrer Anbauflächen (im Mittel 2016-2018) belegt. Die Anbauflächen der übrigen Kulturen (außer Silomais), die als Substrate in Biogasanlagen eingesetzt werden, wurden konstant gehalten. Damit soll das Szenario zur Bewertung des Silomais-Anbaus für den Parameter N-Überschuss analog zu den Bewertungsansätzen für die übrigen Parameter (PSM-Einträge in Oberflächengewässer und Grundwasser, Erosion) gestaltet werden, d.h. es werden keine zusätzlichen Änderungen in den Anbauverhältnissen durch Ausweitung des Szenarios auf alle Biogas-Pflanzen berücksichtigt.

## Raps-Anbau zur Biodiesel-Erzeugung

Ist-Situation: N-Überschuss im Mittel der Jahre 2016-2018.

Szenario "ohne Biodiesel-Erzeugung": Es wird angenommen, dass kein Anbau von Raps für die Erzeugung von Biodiesel stattfindet. Für dieses Szenario wird die Raps-Anbaufläche in jeder Kreisregion prozentual vermindert um den Anteil der Anbaufläche von Biodiesel-Raps an der gesamten Rapsfläche in Deutschland in den Jahren 2016 bis 2018. Die dadurch freiwerdende Fläche wird mit den übrigen Marktfrüchten - außer Raps - im Verhältnis ihrer Anbauflächen (im Mittel 2016-2018) belegt.

In beiden Szenarien werden anschließend (nach Umverteilung der Anbauflächen) der N-Düngungsbedarf, die N-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern (Gülle, Mist, Gärreste nur im Szenario "ohne Biodiesel") und durch N-Fixierung sowie die verbleibende N-Mineraldüngung für die Kreisregionen neu berechnet (gemäß Häußermann et al. 2019). Die beiden Szenarien "ohne Biogas" und "ohne Biodiesel" wurden unabhängig voneinander berechnet, die Ergebnisse können nicht additiv ausgewertet oder interpretiert werden.

### 3.2 Ergebnisse zur Veränderung des N-Überschuss

Die bedeutendste N-Zufuhrgröße in der N-Flächenbilanz für Deutschland bildet mit 97 kg N/ha die Mineraldüngung (Mittel 2016-2018), gefolgt von rund 89 kg N/ha LF mit Wirtschaftsdüngern (Gülle, Mist, Gärreste) (Tabelle 5). Die N-Bindung über Leguminosenanbau trägt rund 13 kg N/ha LF zur N-Zufuhr bei, der N-Eintrag über die atmosphärische N-Deposition beläuft sich auf rund 13 kg N/ha LF. Die übrigen Zufuhrgrößen sind mit zusammen rund 8 kg N/ha LF von untergeordneter Bedeutung. Mit rund 62 kg N/ha LF verlässt 45 % der N-Abfuhr den landwirtschaftlichen Bereich mit pflanzlichen Marktprodukten, während die übrigen rund 78 kg N/ha LF N-Abfuhr innerbetrieblich als Futtermittel und Energiepflanzen verwertet werden. Im Mittel des Bundesgebiets gelangen 9,2 kg N/ha mit der atmosphärischen  $\text{NH}_y$ -Deposition auf die LF. Davon stammen 5,2 kg N/ha LF aus  $\text{NH}_3$ -Emissionen, die von Landwirtschaftsflächen ausgehen. Diese 5,2 kg  $\text{NH}_y$ -N/ha LF stellen somit einen internen N-Kreislauf in der Flächenbilanz dar; um eine Doppelzählung zu vermeiden, muss dieser Betrag daher in der Bilanz als Abfuhr gerechnet werden. Einer Zufuhr von insgesamt 220 kg N/ha LF steht eine Abfuhr von der LF von 140 kg N/ha LF entgegen, woraus ein Überschuss der N-Flächenbilanz von 80 kg N/ha LF resultiert (Mittel 2016-2018). Die Effizienz des N-Einsatzes in der Pflanzenproduktion (Nitrogen Use Efficiency, NUE) beträgt damit etwa 64 %.

Die Spannbreite der N-Flächenbilanzüberschüsse in den Kreisen (Mittel 2016-2018) reicht von rd. 29 bis 160 kg N/ha LF. Die höchsten N-Flächenbilanzüberschüsse sind in den viehstarken Regionen in Deutschland im Nordwesten der Länder Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen sowie im südlichen Bayern zu verzeichnen, die niedrigsten in der Weinbauregion Rheinhessen (Abbildung 14). Für 39 % der LF wird ein Überschuss bis 60 kg N/ha LF berechnet, 36 % der LF liegen im Bereich >60 bis 100 kg N/ha LF und auf 25 % der LF beträgt der Überschuss mehr als 100 kg N/ha LF (Abbildung 15).

Im Szenario "ohne Biodiesel" tritt im Bundesgebiet in der Summe keine Änderung der einzelnen Größen der N-Bilanz und des N-Überschuss auf. Das ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass die Anbaufläche von Marktfrüchten (rd. 8,203 Mio ha, Mittel 2016-2018) insgesamt konstant bleibt, nur der Anteil der Ölfrüchte an den Marktfrüchten wird durch den Wegfall des Biodiesel-Raps im Szenario von 16,0 % auf 8,4 % annähernd halbiert und der Anbau von Getreide und Hackfrüchten entsprechend ausgeweitet. Da die N-Düngungsintensitäten von Raps und der übrigen Marktfrüchte (bundesweit im Mittel dieser Kulturen) ähnlich sind, wirkt sich die Verschiebung in der Kulturartenverteilung innerhalb der Marktfrüchte nicht auf die bundesweite N-

Bilanz aus. Die Häufigkeitsverteilung im Bundesgebiet wird etwas stärker gespreizt (s. Abbildungen 14 und 15), der Anteil der Kreise bzw. der LF in den Klassen mit niedrigem und mit hohem N-Überschuss nimmt jeweils zu.

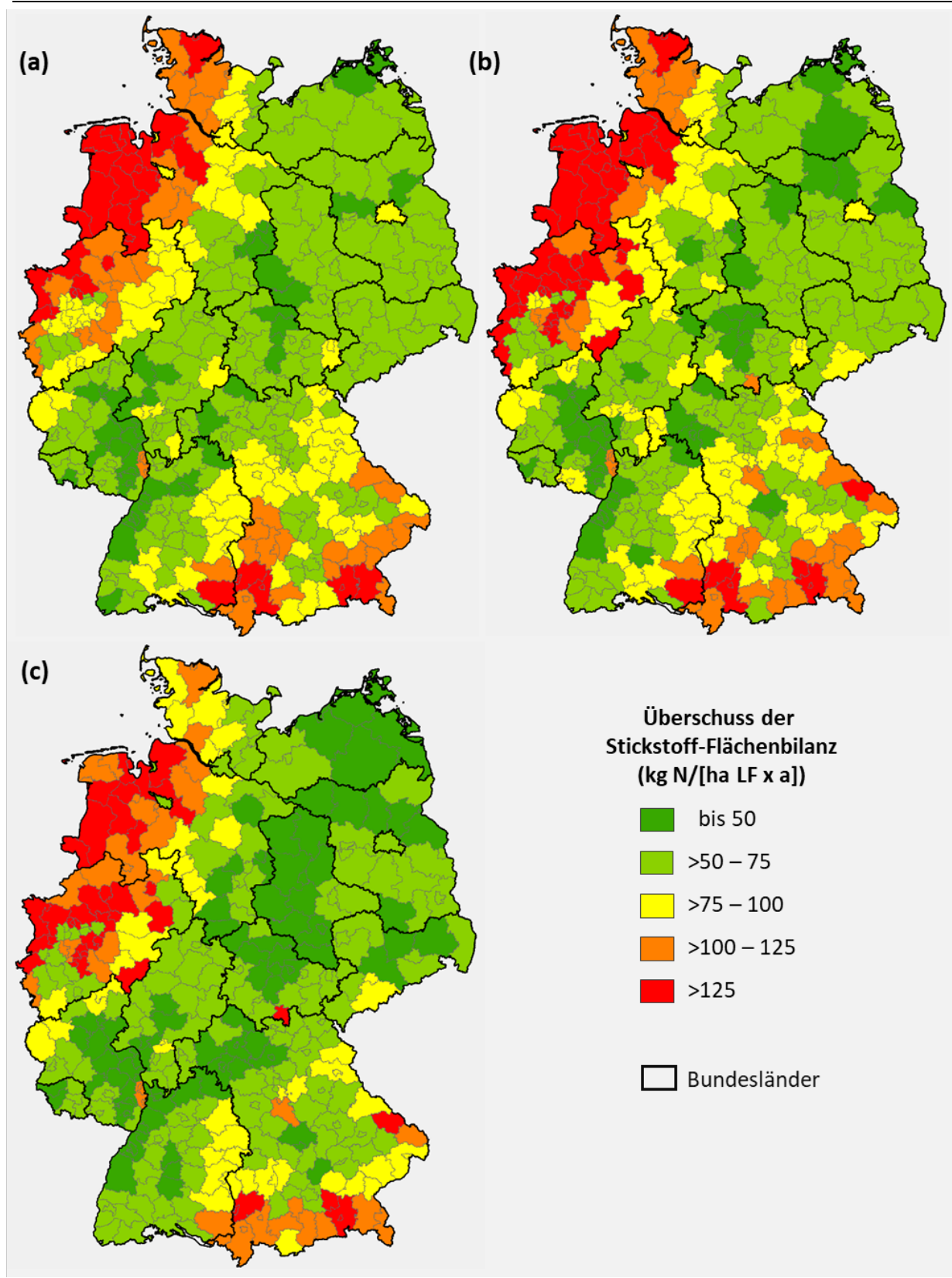
**Tabelle 5: Bilanzgrößen der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland, Ist-Situation (Mittel der Jahre 2016 – 2018), Szenario „ohne Biodiesel“ und Szenario „ohne Biogas“.**

| Bilanzgröße                                                                                                         | Ist-Situation<br>kg N/ha LF | Szenario<br>ohne Biodiesel<br>kg N/ha LF | Szenario<br>ohne Biogas<br>kg N/ha LF |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------|------------------------------------------|---------------------------------------|
| <b>Zufuhr (Input) Summe</b>                                                                                         | <b>220,0</b>                | <b>220,0</b>                             | <b>200,5</b>                          |
| Mineraldünger                                                                                                       | 97,3                        | 97,2                                     | 98,9                                  |
| Wirtschaftsdünger (innerbetriebliche Erzeugung)                                                                     | 55,3                        | 55,3                                     | 69,2                                  |
| Wirtschaftsdünger aus grenzüberschreitenden Importen                                                                | 0,9                         | 0,9                                      | 0,9                                   |
| Gärreste                                                                                                            | 34,3                        | 34,3                                     | 0,0                                   |
| Kompost, Klärschlamm, Tiermehl (SeRo-Dünger)                                                                        | 3,0                         | 3,0                                      | 3,0                                   |
| Legume Stickstoff-Bindung (N-Fixierung)                                                                             | 13,0                        | 13,1                                     | 13,2                                  |
| Saat- und Pflanzgut                                                                                                 | 1,3                         | 1,3                                      | 1,4                                   |
| Einstreu in die Tierhaltung                                                                                         | 2,2                         | 2,2                                      | 2,2                                   |
| Atmosphär. NO <sub>x</sub> -Deposition auf Landwirtschaftsflächen                                                   | 3,6                         | 3,6                                      | 3,6                                   |
| Atmosphär. Brutto-NH <sub>3</sub> -Deposition auf Landwirtschaftsfl. <sup>a</sup>                                   | 9,2                         | 9,2                                      | 8,3                                   |
| <b>Abfuhr (Output) Summe</b>                                                                                        | <b>140,1</b>                | <b>140,0</b>                             | <b>131,9</b>                          |
| Ernteabfuhr pflanzliche Marktprodukte                                                                               | 62,2                        | 62,2                                     | 67,0                                  |
| Ernteabfuhr Futtermittel und Stroh f. Einstreu (innerbetriebliche Verwendung)                                       | 55,8                        | 55,8                                     | 62,8                                  |
| Ernteabfuhr Energiepflanzen                                                                                         | 19,1                        | 19,1                                     | 0,0                                   |
| NH <sub>3</sub> -Emissionen aus der Ausbringung von Düngern, die wieder als Deposition auf LF gelangen <sup>a</sup> | 5,2                         | 5,2                                      | 4,4                                   |
| <b>Bilanzsaldo (N-Überschuss)</b>                                                                                   | <b>79,9</b>                 | <b>79,9</b>                              | <b>68,6</b>                           |

<sup>a</sup> Der Anteil der NH<sub>3</sub>-Emissionen aus der Ausbringung von organischen Düngern und Mineraldünger sowie Weidengang, der über die atmosphärische Deposition wieder auf Landwirtschaftsflächen gelangt, stellt einen internen N-Fluss in der Landwirtschaft (Bodenproduktion) dar. Zur Vermeidung einer Doppelzählung muss daher die Brutto-Deposition um diesen internen NH<sub>3</sub>-Rückfluss auf die LF vermindert werden.

Im Szenario "ohne Biogas" treten stärkere Änderungen der N-Bilanzgrößen auf. Durch die "Umwandlung" von 1,082 Mio ha Silomais-Anbaufläche wächst die Marktfrucht-Anbaufläche um rund 13 %. Da Marktfrüchte im Vergleich zu Futter- und Biogas-Pflanzen im Mittel eine geringere N-Abfuhr aufweisen, vermindert sich die N-Abfuhr insgesamt um rund 8 kg N/ha LF. Auf der Zufuhrseite reduziert sich die N-Düngung mit Wirtschaftsdünger durch den Wegfall der Gärreste von rd. 90 auf 70 kg N/ha LF. Da infolge der geringeren N-Abfuhr auch der N-Düngungsbedarf sinkt, reicht eine geringfügige Zunahme der mineralischen N-Düngung um knapp 2 kg N/ha LF aus, um die reduzierte Wirtschaftsdüngung zu kompensieren. Infolge des Wegfalls von Gärresten vermindert sich auch die NH<sub>3</sub>-Emission aus der Wirtschaftsdüngerausbringung geringfügig. In der Summe dieser Effekte fällt für das Szenario "ohne Biogas" der N-Überschuss im Bundesgebiet im Vergleich zur Ist-Situation im Mittel um rund 11 kg N/ha LF niedriger aus.

**Abbildung 14: Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz in den Kreisen in Deutschland, (a) Ist-Situation (Mittel 2016-2018), (b) Szenario "ohne Biodiesel", (c) Szenario "ohne Biogas".**

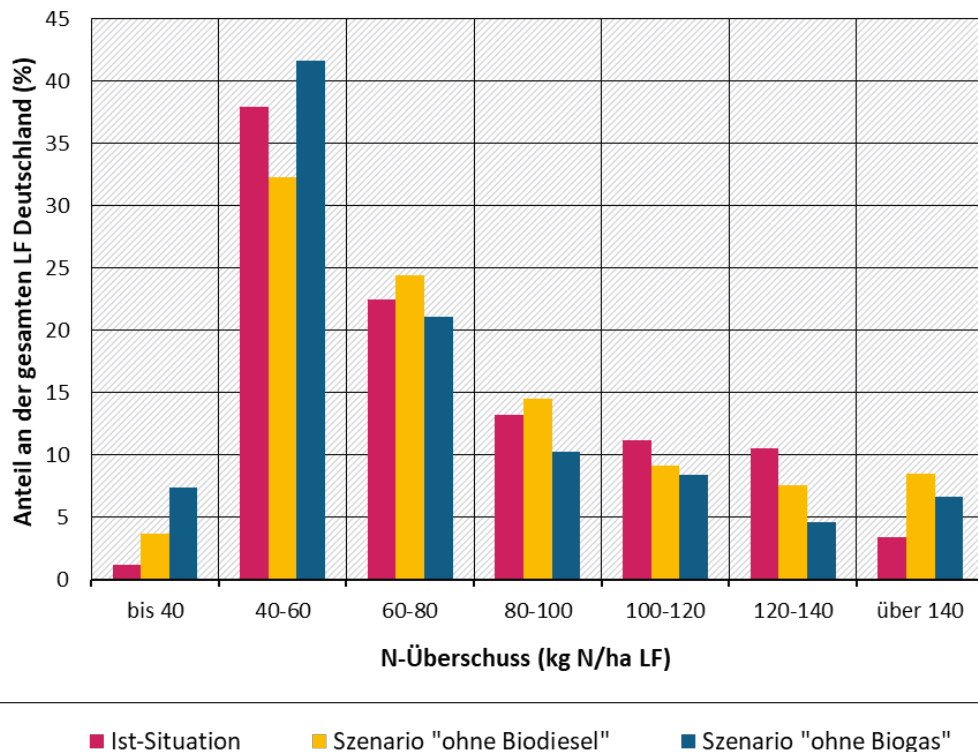


n = 299 Kreisregionen in Deutschland (Stand 1.1.2016).

Quelle: Eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

In der regionalen Betrachtung zeigt sich im Szenario "ohne Biogas", entsprechend dem mittleren Rückgang des N-Überschuss im Bundesgebiet um 11 kg N/ha LF, eine Verschiebung der Kreise bzw. der LF-Anteile in Richtung eines niedrigeren N-Überschuss. Der Rückgang ist tendenziell umso stärker ausgeprägt, je höher der Anteil von Silomais-Anbaufläche für Biogaserzeugung an der LF eines Kreises ist.

**Abbildung 15: Häufigkeitsverteilung des Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz in Deutschland für die Ist-Situation (Mittel 2016-2018) und die Szenarien "ohne Biodiesel" und "ohne Biogas".**



Eigene Darstellung.

### 3.3 Fazit zum N-Überschuss

Die Biogaserzeugung entwickelte sich in den letzten zwei Dekaden von einer zunächst eher exotischen Variante der landwirtschaftlichen Produktion zu einem Betriebsbereich, in dem im Jahr 2017 rund 574.000 t N umgesetzt wurden (Häußermann et al. 2019, 2020). Stickstoff aus Biogasanlagen wird mit den Gärresten zu fast 100 % wieder auf Landwirtschaftsflächen ausgebracht, das heißt er zyklert innerhalb der Landwirtschaft. Da die N-Mengen in Gärresten (wie in anderen Wirtschaftsdüngern auch) jedoch nur zum Teil auf den Düngungsbedarf der angebauten Kulturarten angerechnet werden, wird dadurch der N-Überschuss in der Landwirtschaft tendenziell erhöht. Für ein Szenario "ohne Biogas" wird ein Rückgang des N-Überschuss im Bundesgebiet im Vergleich zur Ist-Situation (Mittel 2016-2018) um rund 11 kg N/ha LF berechnet, in den einzelnen Kreisen fällt dieser Rückgang naturgemäß umso stärker aus, je höher der Anteil von Silomais-Anbaufläche für Biogaserzeugung an der LF eines Kreises ist.

Möglicherweise ändert sich dieser Effekt des Biogas-Maisanbaus in Zukunft – zumindest partiell - bei einer Betrachtung der Jahre nach 2018. Bis zur Novellierung der DüV 2017 musste die N-Düngung mit Gärresten noch nicht einmal auf die Begrenzung der organischen Düngung nach DüV auf 170 kg N/ha angerechnet werden. Dadurch bestand bis dahin - insbesondere in vieh-

starken Regionen - ein starker Anreiz, den Stickstoff in Gärresten nur unzureichend in die Düngungsplanung einzubeziehen. Mit der Novellierung wurden Betriebe dann zu einer sachgerechteren Berücksichtigung des N in Gärresten verpflichtet. Wenn der betriebliche N-Anfall in Wirtschaftsdüngern (jetzt: einschließlich der Gärreste) über dem Grenzwert von 170 kg N/ha LF liegt, müssen Betriebe den nicht innerbetrieblich verwertbaren Wirtschaftsdünger an andere Betriebe abgeben. Dadurch kommt es zu einer verstärkten Umverteilung von Wirtschaftsdüngern in Regionen mit Aufnahmekapazität. Es ist davon auszugehen, dass sich diese Auswirkungen der novellierten DüV 2017 erst im Laufe der Jahre (nach 2018) in der Praxis in vollem Umfang bemerkbar machen werden.

Vom Anbau der zweiten NawaRo-Kultur Raps geht im Bundesmittel und auch regional so gut wie kein Effekt auf den N-Überschuss aus, zumindest gemäß der hier betrachteten Szenario-Berechnung.

Die Thünen-Baseline zur Entwicklung der deutschen Landwirtschaft bis 2030 (s. Kap. 7.2) erwartet, dass infolge der DüV 2020 eine deutliche Minderung der N-Überschüsse eintreten wird (Haß et al. 2020). Gemäß der Berechnung mit dem Modell RAUMIS in der Thünen-Baseline betrug der N-Flächenbilanzüberschuss im Mittel 2014-2016 rund 60 kg N/ha LF (der Wert ist nur eingeschränkt mit der vorliegenden N-Bilanzierung n. Häußermann et al. [2019] vergleichbar). Mit den Annahmen der Thünen-Baseline wird der N-Überschuss bis zum Zieljahr 2030 auf rund 34 kg N/ha LF sinken. Dabei wurde unterstellt, dass eine konsequente Umsetzung der DüV erfolgt und dass die Umsetzungsspielräume auf der betrieblichen Ebene nur moderat genutzt werden. Die Hauptwirkung der DüV wird durch eine höhere Übereinstimmung der tatsächlich ausgebrachten Düngung und des ermittelten Düngebedarfs erwartet (Haß et al. 2020).

## 4 Pflanzenschutzmittel-Belastung der Oberflächengewässer durch Energiepflanzenanbau

Der Einsatz von chemischen Pflanzenschutzmitteln (PSM) im Kulturpflanzenanbau stellt aus Sicht der konventionellen Landwirtschaft eine unverzichtbare Maßnahme zur Ertragssicherung dar. Im Zuge der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln können jedoch Wirkstoffe durch verschiedene Prozesse (Abdrift, Oberflächenabschwemmung, Erosion, Drainagen) in benachbarte Oberflächengewässer eingetragen werden und dort zum einen ein Risiko für die aquatischen Organismen darstellen, zum anderen Probleme bei Trinkwasserversorgungsunternehmen verursachen, die Oberflächenwasser direkt oder über die Förderung von Uferfiltrat für die Trinkwassergewinnung nutzen.

Seit langem werden im Messdaten zum Auftreten von PSM-Wirkstoffen in Oberflächengewässern erhoben, im Regelfall an Messstellen mit einem größeren Einzugsgebiet. Seit 2006 erfolgt dies systematisiert im Rahmen der WRRL-Umsetzung. Die Oberflächengewässerverordnungen (OGewV 2011, Novelle 2016) enthalten die Regeln, z.B. für die Auswahl von Messstellen und Parametern, die notwendige Präzision und die Bewertung der Ergebnisse. In der Oberflächengewässerverordnung (vom 20.06.2016) sind Umweltqualitätsnormen (Konzentrationshöchstwerte) für 69 PSM-Wirkstoffe aufgeführt. Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen haben zur Folge, dass der ökologische Zustand (Stoffe der Anlage 6, OGewV) oder der chemische Zustand (Stoffe der Anlage 8, OGewV) nicht mit „gut“ bewertet werden können, was das Ziel von WRRL und Wasserhaushaltsgesetz ist. Im Zeitraum 2017-2019 wurde an rund 40 % der ca. 260 WRRL-Überblicksmessstellen die Umweltqualitätsnorm von mindestens einem PSM-Wirkstoff nicht eingehalten. Zur Darstellung der Risikoentwicklung im Bereich Gewässerschutz wird diese Größe als Indikator "Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässern" als Bestandteil des Deutschen Pflanzenschutzindex (PIX) ausgewiesen. Zur Trendentwicklung sind allerdings keine Aussagen möglich, da Überschreitungen auf wenige PSM beschränkt sind, darunter einige, die erst seit 2016 geregelt wurden, niedrige Umweltqualitätsnormen haben und in den früheren Jahren nicht überwacht wurden oder wegen zu hoher Bestimmungsgrenzen des Analysenverfahrens nicht überwacht werden konnten (BMEL 2020).

In Ergänzung zu Messdaten kann die (mögliche) Belastung der Oberflächengewässer durch PSM-Einträge aus dem Mais- und Rapsanbau modellbasiert bewertet werden. Im Rahmen des Nationalen Aktionsplans Pflanzenschutz (NAP) hat das Institut für Strategien und Folgenabschätzung am Julius-Kühn-Institut (Kleinmachnow) mit dem Modell SYNOPS ein Instrumentarium zur Beschreibung und Bewertung der Gefährdung der Oberflächengewässer durch PSM-Anwendungen entwickelt. In der vorliegenden Studie wird dieser Ansatz zur Bewertung der Veränderung der Oberflächengewässergefährdung durch den Anbau von Silomais und Raps als NawaRo's herangezogen.

### 4.1 Risikoanalyse mit Modell SYNOPS

Das Modell SYNOPS (Synoptische Bewertung von Pflanzenschutzmitteln) wird in den Anwendungsmodi SYNOPS-WEB, SYNOPS-GIS und SYNOPS-Trend verwendet. Den drei Modi liegen die gleichen Modelle zugrunde, sie unterscheiden sich jedoch im Anwendungsbereich und den Eingangsdaten.

- SYNOPS-Trend wird im Rahmen des Nationalen Aktionsplans Pflanzenschutz (NAP) für Trend-Berechnungen des Risikos von Pflanzenschutzmitteln basierend auf den jährlichen Absatzzahlen angewandt. Dabei berechnet SYNOPS aquatische und terrestrische

Risikoindizes für einzelne Indikationen unter Annahmen von „worst-case“-Umweltszenarien und wertet diese zusammengefasst auf nationaler Ebene aus (Gutsche und Strasse-meyer 2007).

- ▶ SYNOPSIS-GIS wird eingesetzt, um das Umweltrisiko von Pflanzenschutzstrategien für ausgewählte Raumeinheiten unter Berücksichtigung der räumlich spezifischen Umweltbedingungen zu analysieren. SYNOPSIS-GIS verknüpft dafür, mit Hilfe von GIS-Datenbanken und GIS-Prozeduren, Daten über die Exposition mit den Umweltbedingungen der Pflanzenschutzmittel-Anwendungen (Strasse-meyer und Gutsche 2010; Strasse-meyer und Golla 2018)
- ▶ SYNOPSIS-WEB (Strasse-meyer et al. 2017; Strasse-meyer et al. 2020) wurde für eine Bewertung von Pflanzenschutzstrategien und Minderungsmaßnahmen auf Schlagenebene entwickelt.

Die Analyse des Risikos einer PSM-Belastung der Oberflächengewässer infolge des Anbaus von Mais und Raps wurde mit dem Anwendungsmodus SYNOPSIS-GIS mit folgenden Schritten durchgeführt (die Einzelheiten werden in den folgenden Abschnitten ausführlich erläutert).

- (1) Entwicklung von generischen Applikationsmuster der Pflanzenschutzbehandlungen in Mais und Winterraps für drei Intensitätsstufen in den Jahren 2011 bis 2018.
- (2) Zufallsverteilung des Anbaus von Mais und Winterraps auf die Feldblöcke gemäß den Kulturartenanteilen in den Gemeinden im Jahr 2000 und in 2016 in Deutschland.
- (3) Berechnung des Wirkstoffeintrags über Spraydrift, Runoff (Oberflächenabschwemmung) und Erosion in Oberflächengewässer aus den einzelnen Anwendungen gemäß generischem Applikationsmuster auf diesen Feldblöcken in den Jahren 2011 bis 2018.
- (4) Ermittlung des akuten und des chronischen ökotoxikologischen Risikos für Gewässerorganismen (aquatische Biozönosen) als Maximalwert aus den einzelnen Risikoindizes (ETR, Exposure Toxicity Ratio) für verschiedene Indikatororganismen in den modellierten Jahren.
- (5) Räumlich zusammengefasste Auswertung der Risikoindizes über alle Gewässerabschnitte in Deutschland und Vergleich der (modellierten) Belastungssituation im Jahr 2016 gegenüber 2000.

## 4.2 Methode der räumlichen Risikoanalyse

Die Risikoanalyse wird für alle ackerbaulich genutzten Flächen in Deutschland mit der räumlichen Auflösung nach Feldblöcken durchgeführt. Da keine feldblockspezifische Information zu den angebauten Kulturen vorliegen, wurden die Kulturen auf Gemeindeebene zufällig unter Berücksichtigung der Anbaustatistik, der Ackerzahl und der Flächengröße auf die einzelnen Feldblöcke verteilt (Kapitel 4.2.2). Die Geometrien der Feldblöcke werden mit weiteren digitalen Datensätzen wie digitaler Bodenkarte und digitalem Höhenmodell und Informationen zum Oberflächengewässern verschnitten, um die Eingangsparameter der SYNOPSIS-Modellierung je Feldblock abzuleiten (Kapitel 4.2.3). Für die Risikoberechnungen werden je Jahr und Kultur drei generische Applikationsmuster für Winterraps und Mais aus den PAPA-Erhebungen der Jahre 2011 bis 2018 abgeleitet und den ATKIS-Feldblöcken entsprechend der Kultur zugewiesen (Kapitel 4.2.4). Mit diesem Datensatz kann SYNOPSIS feldblockspezifisch analysieren, welche akuten und chronischen Risiken für aquatischen Ökosysteme durch den Eintrag von Wirkstoffen aus diesen Ackerflächen in die Oberflächengewässer ausgeht (Kapitel 4.2.5). Die so berechneten Risikoindizes können räumlich zusammengefasst und ausgewertet (Kapitel 4.2.6) werden.

#### 4.2.1 Untersuchungsregionen und Datenbasis

Eine wesentliche Datengrundlage für SYNOPSIS-GIS ist das Basis-Landschaftsmodell (Basis-DLM) des Amtlich-Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) der Bundesländer (AdV 2008, 2015). Das ATKIS-Basis-DLM (ATKIS) beschreibt die topographischen Objekte der Landschaft im Vektorformat und modelliert diese als Punkt, Linie oder Fläche für einen Verwendungsmaßstab von 1:10.000 bis 1:30.000. Neben den ca. 1,5 Millionen landwirtschaftlich genutzten Flächenstücken wurden auch die linienförmigen und Flächengewässer des DLM in Deutschland verwendet.

Neben den Feldblock-Geometrien der Ackerkulturen sind weitere räumliche Informationen erforderlich. Für die zufällige Verteilung der Anbaukulturen auf Gemeindeebene (Kap. 4.2.2) wurde eine Zuordnung der Feldböcke zu den Gemeinden in Deutschland (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2004) durchgeführt. Für die Auswertung und Verteilung der generischen Applikationsmuster (Kap. 4.2.5) werden die Feldblöcke den Erhebungsclustern oder kurz CEPI-Regionen (Dachbrodt-Saaydeh et al. 2019) zugeordnet. Weitere räumliche Zuordnungen zu Landkreisen, Gewässereinzugsgebieten (UBA 2004) oder Bodenklimaräumen (Rossberg et al. 2007) sind verfügbar, um zusammenfassende Analysen der flächenspezifischen Risikoindizes (Kap. 4.2.6) für verschiedene Raumgliederungen zu ermöglichen.

#### 4.2.2 Verteilung der Anbaukulturen auf Gemeindeebene

Die Wahl der angebauten Kulturart auf einem bestimmten Ackerschlag in einer Vegetationsperiode hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab. Es handelt sich um ein sogenanntes Optimierungsproblem, da je Jahr und Fläche nur der Anbau einer einzigen Hauptfrucht möglich ist. Die Entscheidung hängt dabei von dem gewählten Ziel bzw. der Zielfunktion und den Nebenbedingungen ab. Ein solches Ziel kann bspw. die Maximierung des Gesamtdeckungsbeitrages sein, der unter anderem von einer flächenmäßigen Anbaubeschränkung für einzelne Kulturen abhängt.

In Deutschland werden Informationen zur Anbauverteilung der Kulturpflanzen im Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS-Datenbank) der Agrarverwaltung regelmäßig erfasst. Die Auswertung bzw. Verwendbarkeit der InVeKoS-Daten ist allerdings durch gesetzliche Vorgaben stark eingeschränkt und für Forschungsfragen nur bedingt nutzbar (Gocht und Röder 2014). Eine direkte Zuordnung von Kulturen zu den einzelnen landwirtschaftlichen Flächen (Feldblöcken) ist somit nicht möglich, da im Regelfall nur aggregierte Daten zu den Anbauverhältnissen der einzelnen Kulturarten auf regionaler Ebene vorliegen.

Um dennoch eine flächenspezifische Kulturartenverteilung je Gemeinde für die SYNOPSIS-Modellierung zu realisieren, wurde ein Verfahren entwickelt, mit dem – ausgehend von den regionalen Anbaustatistiken und Informationen zu den Feldblöcken – für jede Gemeinde die Kulturartenverteilung flächenspezifisch zu berechnen und räumlich darzustellen. Dies kann grundsätzlich wieder als Optimierungsproblem betrachtet werden, da die Summe der (berechneten) Anbaufläche der landwirtschaftlichen Kulturen mit der verfügbaren Ackerfläche je Gemeinde übereinstimmen muss.

Zur Lösung dieses Optimierungsproblems für die Verteilung der Kulturarten wurde ein Solver namens SYMPHONY (SYMPHONY 2020) benutzt. Zusammen mit der freien Programmiersprache „R“ wurde ein Algorithmus geschrieben, der es ermöglicht, aus aggregierten Daten zu den Anbaustatistiken und räumlichen Schlagkarten eine Verteilung von landwirtschaftlichen Kulturpflanzen zu berechnen. Die Verteilung der Kulturarten erfolgt dabei je Gemeinde, wobei die Information zu den Anbauverhältnissen dem Thünen-Agraratlas (Gocht und Röder 2014) entnommen wurde und zur Größe und Lage der Anbauflächen aus den ATKIS-Datensatz stammen. Zusätzlich wurde für jede Fläche die Anbaueignung je Kultur bestimmt. Die Anbaueignung basiert

dabei auf einer Kategorienkombination der Flächengröße und dem Soil Quality Rating (SQR) (Mueller et al. 2007), einer Bewertung der Ertragsfähigkeit von landwirtschaftlich genutzten Böden. Die Anbaueignung einer Fläche für eine landwirtschaftliche Kultur hängt unter anderem von den Standortansprüchen der jeweiligen Kulturart ab und ist daher für verschiedene Kulturarten unterschiedlich.

Die Zielfunktion zur Verteilung der Kulturarten maximiert die Summe der Anbaueignungen über alle Kulturarten innerhalb einer Gemeinde, das heißt die Kulturen werden bevorzugt denjenigen Flächen zugewiesen, die für sie die höchste spezifische Anbaueignung aufweisen. Als Nebenbedingung bzw. Restriktion ist für jede Gemeinde die insgesamt zu verteilende Fläche für jede Kulturart vorgegeben. Das heißt, dass je Gemeinde das generierte Anbauverhältnis einer Kultur dem ursprünglichen Anbauverhältnis der Anbaustatistik entsprechen muss. Mit Hilfe des Solvers wird eine Lösung für das formulierte Problem ermittelt und die verschiedenen Kulturen werden so auf die landwirtschaftlichen Flächen verteilt, dass die Summe der Anbauflächen den Abgaben des Thünen-Agraratlas entsprechen.

Für die folgende Analyse wurden die Kulturverteilungen auf Basis der statistischen Erhebungen der Jahre 2010 und 2016 zugrunde gelegt.

#### 4.2.3 Erhebung der flächenspezifischen Modellparameter

Räumliche Datengrundlage für die hier durchgeführten Risikoanalysen mit dem Modell SYNOPSIS-GIS sind die Vektorgeometrien (shapes) der Feldblöcke in ATKIS (AdV, 2008, 2015). Durch Verschneidung mit weiteren Geodaten können die Lage und Nachbarschaften der landwirtschaftlich genutzten Flächen (Feldböcke) zu Nichtzielflächen und zu anderen relevanten Strukturelementen in der Agrarlandschaft (Gewässer, Wege, Gehölze etc.) analysiert werden. Zum Beispiel wird durch Verschneidung der Feldblockgeometrien mit den ATKIS-Gewässern die Entfernung zu einem (oder auch mehreren) Oberflächengewässern sowie der Gewässertyp und die Breitenklasse des betreffenden Gewässers ermittelt.

Zusätzliche GIS-Prozeduren ermöglichen es, die digitale Bodenkarte BÜK1000N (BGR, 1996) für die Beschreibung der Bodenparameter sowie das digitale Geländemodell DGM-10 (BKG, 2016) für die Beschreibung des Reliefs der Landschaft mit den Feldblockgeometrien zu verknüpfen. Im Ergebnis werden feldbezogene Bodenparameter und die Hangneigungen der einzelnen Flächen abgeleitet, wobei die Hangneigung auf einen Maximalwert von 20 % begrenzt wurde.

Die generischen Applikationsmuster (s. 4.2.4) wurden aus Praxisdaten erhoben und werden den ATKIS-Feldblöcken je Kulturartengruppe zufällig zugeordnet. SYNOPSIS-GIS berechnet dann mit diesem Datensatz flächenspezifisch Risikowerte für die generischen PSM-Applikationen in den beiden Kulturen Winterraps und Mais.

Als klimatische Modelleingangsgrößen werden die Tageswerte zu Temperatur, Niederschlag, Globalstrahlung und Wind von ca. 280 Klimastationen und 2800 Niederschlagsstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD 2016) verwendet. Diese Daten wurden auf ein 1 km x 1 km-Raster interpoliert und anschließend den einzelnen Feldblöcken zugeordnet.

Für die Bewertung der Auswirkungen des Anbaus nachwachsender Rohstoffe in Bezug auf das Risiko für Oberflächengewässer werden die PSM-Anwendungen und Verteilung der Kulturarten in 2016 mit dem Basisjahr 2000 verglichen. Um einen Effekt der unterschiedlichen Wetterverhältnisse in den beiden Jahren auszuschalten, wurden für beide Kulturverteilungen die *gleichen* Wetterdaten aus dem Zeitraum von 2016 bis 2018 verwendet. Es werden also für beide Kulturverteilungen Risikoindizes der drei Jahre berechnet. Dadurch werden räumliche Variationen

zwischen den Regionen und zeitliche Variationen innerhalb der drei Jahre in der Risikobewertung berücksichtigt, ein Einfluss des Wetters auf den Unterschied Risikoindizes zwischen der Basisverteilung und der Kulturverteilung in 2016 wird dadurch aber vermieden.

Die Information zu den Wirkstoffgehalten und den Anwendungsaufgaben der eingesetzten PSM erfolgte über die Verknüpfung mit der online-Datenbank der zugelassenen Pflanzenschutzmitteln des BVL (BVL 2019). Dabei wurden die Anwendungsaufgaben in Bezug auf (i) die einzuhaltenen Mindestabstände zu Oberflächengewässern und (ii) die Runoff-Minderung auf Flächen mit Hangneigung >2 % bzw. >4 % der Datenbank entnommen und bei der Risikoanalyse berücksichtigt.

Die toxikologischen und physikalisch chemischen Eigenschaften der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe werden der online verfügbaren Pesticide Property Database (PPDB) entnommen (Lewis et al. 2016). Beide Datenbanken werden regelmäßig im Abstand von drei Monaten aktualisiert.

#### 4.2.4 Ableitung der generischen Anwendungsmuster aus der PAPA-Erhebung

Für die Berechnungen wurden generische Applikationsmuster für Winterraps und Mais aus den PAPA-Erhebungen der Jahre 2011 bis 2018 erzeugt. Seit dem Jahr 2011 werden vom Julius-Kühn-Institut in Zusammenarbeit mit landwirtschaftlichen Fachverbänden jährlich Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Praxis (die sogenannten PAPA-Erhebungen) in neun Pflanzenschutz-relevanten Hauptkulturgruppen im Ackerbau in Deutschland durchgeführt (Rossberg 2016). Die Originaldaten der PAPA-Erhebung können aufgrund vertragsrechtlicher Gründe nicht direkt genutzt werden. Daher wurde für diese Untersuchung eine Methode entwickelt, um allgemeingültige (generische) Applikationsmuster für die ausgewählten Anbaukulturen aus den Originaldaten abzuleiten.

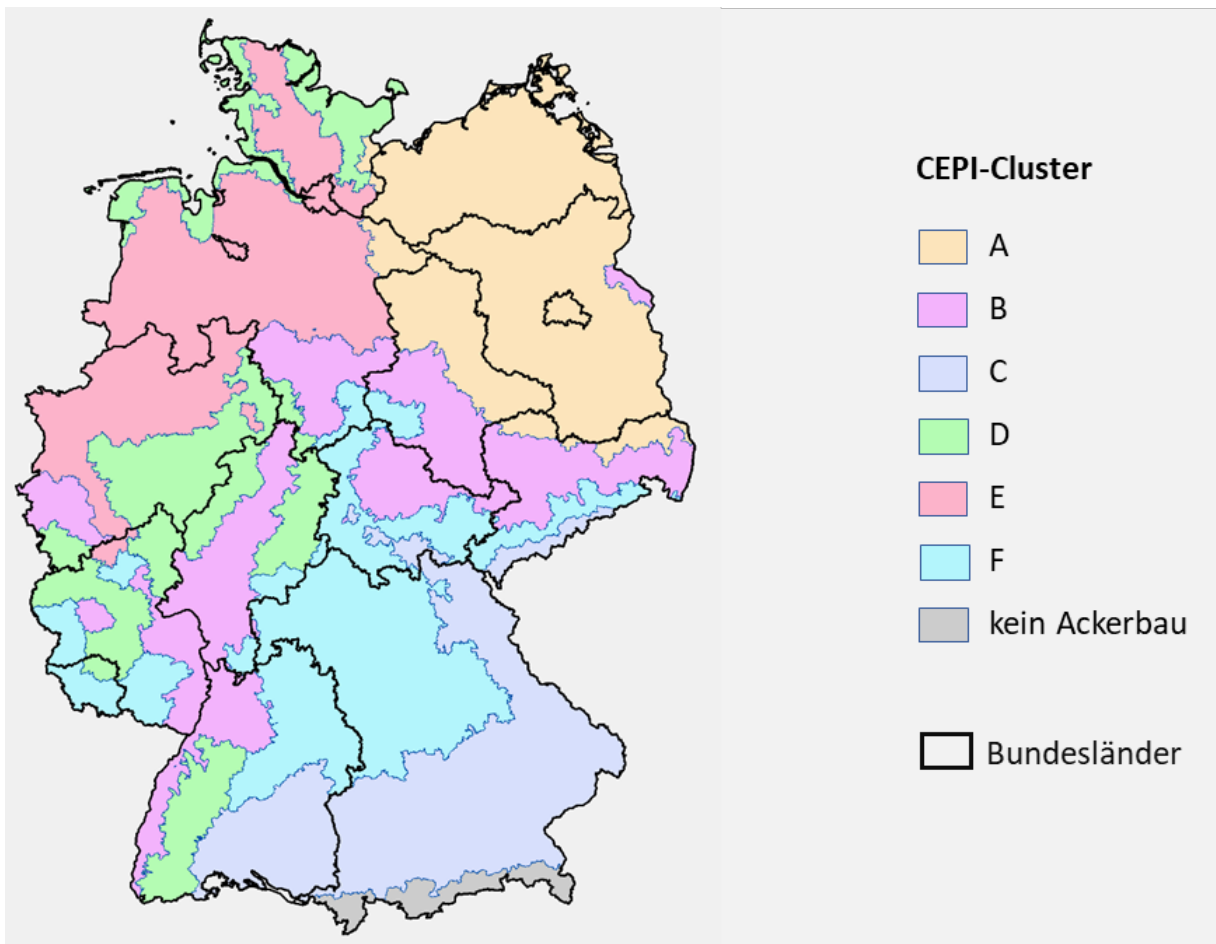
Als Datengrundlage zur Ermittlung dieser generischen Anwendungsmuster wurden Daten aus den PAPA-Erhebungen 2011 und 2018 verwendet. Die Erhebungsdaten wurden regional auf Basis der sechs CEPI-Regionen (Dachbrodt-Saaydeh et al. 2019) ausgewertet (Abbildung 16). Ziel war es, für jede der beiden untersuchten Kulturarten (Winterraps und Mais) drei Anwendungsmuster für jedes Jahr 2011 bis 2018 Jahr in jeder CEPI-Region (Erhebungscluster) zu generieren. Diese drei Anwendungsmuster entsprechen drei Spritzfolgen mit einer hohen, einer mittleren und einer niedrigen PSM-Intensität, welche für diese Kulturen die übliche landwirtschaftliche Praxis in Deutschland darstellen. Insgesamt wurden somit 144 generische Applikationsmuster für jede Kulturart berechnet: 6 CEPI-Regionen x 8 Jahre (2011-2018) x 3 Intensitäten.

Die Bewertung der PSM-Intensität basiert auf dem Behandlungsindex (BI), der die Anzahl der PSM-Anwendungen im Verlauf einer Anbauperiode standardisiert auf maximal zugelassene Anwendungsrate je Applikationsmuster zusammenfasst (Gleichung 1).

$$BI = \sum_{i=1}^n \frac{AR_i * Ab_i}{rRAR_i * A} \quad (1)$$

wobei  $i$  die  $i$ -te Anwendung,  $n$  die Gesamtzahl der Anwendungen auf einem Schlag,  $Ab_i$  die behandelte Fläche (ha),  $A$  die Fläche des Schlages (ha),  $AR_i$  die tatsächliche Anwendungsrate ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) und  $rRAR_i$  die maximal zugelassene Anwendungsrate ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) ist (s. Rossberg 2007).

**Abbildung 16: Cluster für die regionale Erhebung und Analyse der Pflanzenschutzintensität (CEPI) im Ackerbau in Deutschland (Dachbrodt-Saaydeh et al. 2019).**



Eigene Darstellung; Quelle: Julius-Kühn-Institut, Institut für Strategien und Folgenabschätzung, Kleinmachnow.

Die Ermittlung der generischen Applikationsmuster erfolgte in vier Schritten.

**Schritt 1:** Festlegung der Anzahl der PSM-Anwendungen pro Vegetationsperiode auf der Basis der kulturspezifischen Anzahl der PSM-Behandlungen bzw. Behandlungshäufigkeiten (BH). Hierbei wurden drei Intensitätsstufen definiert. Die erfassten Applikationsmuster wurden entsprechend dem Behandlungsindex (BI) in drei Gruppen unterteilt:

- hohe Intensität:  $BI \geq 66\text{-Perzentil}$
- mittlere Intensität:  $66\text{-Perzentil} > BI \geq 33\text{-Perzentil}$
- niedrige Intensität:  $BI \leq 33\text{-Perzentil}$ .

Alle PSM-Anwendungen wurden entsprechend des Behandlungsindex einer der drei Intensitätsstufen zugeordnet.

Die Schritte 2 bis 4 werden dann für jede Kombination aus Kultur/CEPI-Region/Intensitätsstufe separat durchgeführt.

**Schritt 2:** Festlegung der Zeiträume (Kalendermonate) für die einzelnen Anwendungen. Für jeden der drei Wirkstoffbereiche - Herbizide, Fungizide und Insektizide - werden die Anwendungen in den einzelnen Monaten gezählt. Die Monate mit den häufigsten Anwendungen werden als Anwendungszeiträume definiert.

**Schritt 3:** Auswahl der am häufigsten eingesetzten PSM für die in Schritt 1 und 2 festgelegten Anwendungen entsprechend der erfassten Applikationen in den PAPA-Datenbanken. Auch Tankmischungen werden einbezogen. Die am häufigsten applizierten PSM bzw.

Tankmischungen werden ausgewählt. Bei der Festlegung der Anwendungstermine wird ähnlich vorgegangen. Zunächst wird der häufigste Behandlungstermin pro Jahr gewählt. Als nachfolgender Behandlungstermin wird dann der nächsthäufige mit einem Mindestabstand von 7 Tagen genommen. Als Aufwandmenge wird der Modalwert der Aufwandmengen des ausgewählten PSM angenommen (bzw. der jeweiligen Aufwandmengen der Tankmischungspartner). Als behandelte Fläche wird der Modalwert der behandelten Fläche ausgewählt.

**Schritt 4:** Überprüfung der generierten Spritzfolgen hinsichtlich des Behandlungsindex (BI), ob dieser den mittleren Werten der Intensitätsstufen für die CEPI-Region entspricht. Ist das nicht der Fall und die Differenz zum Ziel-BI ist größer als 0,5, dann werden im Schritt 2 andere oder zusätzliche PSM-Anwendungen ausgewählt und die Schritte 3 und 4 erneut durchlaufen.

Mithilfe einer JKI-internen Web-Anwendung wurde die Erzeugung generischer Applikationsmuster (halb-)automatisiert und der Grad der Reproduzierbarkeit damit erhöht. Darüber hinaus erhält der Anwender durch einen integrierten Plausibilitätstest Hinweise auf Überdosierungen (Aufwandmenge >100 % der zugelassenen Aufwandmenge) und geringe Aufwandmengen (<5 % der zugelassenen Aufwandmenge). Dies bietet Ansatzpunkte für die weitere Plausibilitätsprüfung, bei der die Sinnhaftigkeit der generischen Applikationsmuster durch den Vergleich mit den Pflanzenschutzhinweisen der Pflanzenschutzdienste und der Zulassungssituation für Pflanzenschutzmittel abgeglichen und wenn nötig korrigiert wird. Dabei werden die herbiziden Aufwandmengen der generischen Applikationsmuster mit den maximal zugelassenen Aufwandmengen verglichen und ggf. in Abhängigkeit von der Indikation angepasst. Die Aufwandmengen der Insektizide werden auf 100 % zugelassenen Aufwandmenge festgelegt. Die Aufwandmengen von Tankmischungspartnern werden mit den Pflanzenschutzempfehlungen der Pflanzenschutzdienste verglichen und ggf. angepasst.

#### 4.2.5 Methodik der Risikoabschätzung auf Feldblockebene

Das ökotoxikologische Risiko für Gewässerorganismen wird mit dem Exposure Toxicity Ratio (ETR) ausgedrückt, das heißt dem Verhältnis der *Exposition* der Gewässerorganismen mit PSM-Wirkstoffen unter worst-case-Bedingungen und der *Toxizität* dieser Wirkstoffe für die verschiedenen Organismen.

$$\text{ETR} = \frac{\text{Exposition}}{\text{Toxizität}} \quad (2)$$

Die Methodik zur Berechnung des Umweltrisikos und der Wirkstoffkonzentrationen im Gewässer sind in Strassemeyer et al. (2017) ausführlich dargestellt; im Folgenden wird die Methodik kurz dargestellt.

Die PSM-**Exposition** im Gewässer wird mit der Größe „Predicted Environmental Concentration“ (PEC) ausgedrückt, die sich aus der eingetragenen Wirkstoffmenge ( $W$ ) und dem Wasservolumen ( $V$ ) im Gewässer berechnet, in dem diese Wirkstoffmenge gelöst wird. Der Wirkstoffeintrag wird in SYNOPS für jede Anwendung auf einer Fläche und jedes Expositionseignis für die Eintragspfade Spraydrift, Runoff (Oberflächenabfluss) und Erosion unter sogenannten worst-case-Bedingungen separat ermittelt. Die Abstandsauflagen zu Gewässern und die Runoff-Auflagen für die eingesetzten PSM werden dabei berücksichtigt (s. Kap. 4.2.3). Für die behandelte Fläche wird dabei eine quadratische Form angenommen; die Quadratwurzel aus der Fläche entspricht damit der Länge der Strecke, über die das betroffene Gewässer mit Wirkstoff befrachtet wird. Das Wasservolumen im Gewässer wird aus der Breitenklasse des Gewässers (s. Kap. 4.2.3) abgeleitet, beispielsweise wird für die ATKIS-Breitenklasse 3 (0 – 3 Meter Breite) standardmäßig 1 Meter

Breite und eine Wassertiefe von 30 cm angenommen, d.h. ein Wasservolumen von 300 Litern pro Meter Gewässerstrecke<sup>1</sup>.

Aus den PEC-Werten der Einzelereignisse (auf Tagesbasis) wird anschließend für jede Anwendungsfläche die Häufigkeitsverteilung der PEC über ein Jahr ermittelt. Beginnend mit dem Start der Vegetationsperiode werden aus diesen beiden Verteilungen innerhalb eines Zeitraums von 365 Tagen zwei **Risikoindikatoren** berechnet:

- 90-Perzentil der PECs ( $PEC_{P90}$ ) als worst-case-Wert der akuten Exposition

$$PEC_{P90} = \underset{1 \leq t \leq 365}{P90} PEC(t) \quad (3)$$

- 90-Perzentil der über sieben Tagen zeitlich gewichteten PECs ( $PEC_{TWA,P90}$ , time weighted average, TWA) als worst-case-Wert der chronischen Exposition

$$PEC_{TWA,P90} = \underset{1 \leq t \leq 365}{P90} PEC_{TWA}(t) \quad \text{wobei} \quad PEC_{TWA}(t) = \frac{\int_{t-7}^t PEC(t)}{7} \quad (4)$$

Das 90-Perzentil (akut und chronisch) wird jeweils ermittelt aus den PEC-Einzelwerten der Berechnung für 3 Wetterjahre x 3 Intensitäten x 8 Applikationsmustern, dieser Wert geht in Gleichung 2 als „Exposition“ in den Nenner ein.

Zur Beschreibung der **Toxizität** wurden die halbmaximale letale Konzentration ( $LC_{50}$ ) bzw. Effekt-Konzentration ( $EC_{50}$ ) und die No-Effect-Konzentration (NOEC) der einzelnen Wirkstoffe verwendet.

Für jeden Referenzorganismus ( $RO$ ; s.u.) werden schließlich aus den Expositions- und Toxizitätswerten ein **akuter Risikoindex** ( $ETR_{A(RO,W)}$ , Gleichung 5) und ein **chronischer Risikoindex** ( $ETR_{C(RO,W)}$ , Gleichung 6) des Wirkstoffs  $W$  berechnet. Akute Risikoindizes werden nach Konvention mit einem Sicherheitsfaktor von 10 multipliziert.

$$ETR_{A(RO,W)} = \frac{PEC_{P90}}{LC50/EC50(RO,W)} * 10 \quad (5)$$

$$ETR_{C(RO,W)} = \frac{PEC_{TWA,P90}}{NOEC(RO,W)} \quad (6)$$

Gleichungen 5 und 6 charakterisieren das akute und das chronische Risiko eines einzelnen Wirkstoffs für die aquatische Lebensgemeinschaft, der auf einer bestimmten Fläche ausgebracht wird und nachfolgend über Spraydrift, Runoff und/oder Erosion in ein angrenzendes Gewässer gelangt. Die hier berechneten Risikowerte beziehen sich also immer auf Einträge durch PSM-Anwendungen auf einer einzelnen Fläche. Einträge eines Wirkstoffs von mehreren Flächen in das gleiche Gewässer werden mit SYNOPS nicht entlang der Gewässerstrecke aggregiert, das heißt die PSM-Einträge und die dadurch verursachten Konzentrationen in den dem Schlag zugeordneten Gewässerabschnitt werden nicht über ein Fließmodell mit der fließenden Welle im Gewässer weitertransportiert und somit nicht räumlich-zeitlich überlagert. Ebenso wird eine mögliche Verminderung der initialen PEC infolge Verdünnung in nachfolgenden Gewässerabschnitten ohne Stoffeinträge nicht berücksichtigt.

Pflanzenschutzstrategien umfassen jedoch für die meisten Kulturpflanzen typischerweise mehrere Mittelanwendungen, daneben kann ein Präparat mehrere Wirkstoffe enthalten. Wirkstoffe

<sup>1</sup> Rechenbeispiel: Gegeben sei eine Applikationsmenge von 1000 g/ha und ein Eintrag in Höhe von 1 % der Applikationsmenge entsprechend 10 g/ha. Ein quadratisches Feld von 1 ha hat 100 m Seitenlänge, pro Meter Seitenlänge gelangen dann 0,1 g Wirkstoff in ein betroffenes Gewässer, gelöst in 300 L Wasser resultiert daraus eine PEC von 0,33 mg/L. Ein quadratisches Feld von 2 ha hat 141 m Seitenlänge, von diesem Feld gelangen  $20/141 = 0,141$  g Wirkstoff pro Meter ins Gewässer und die PEC beträgt 0,47 mg/L.

mit identischen Wirkmechanismen können additiv zusammenwirken und synergistische Effekte erzielen, die größer sind als die individuellen Effekte der einzelnen Wirkstoffe. Die akuten und die chronischen Risikoindizes der einzelnen Wirkstoffe bzw. einzelnen Anwendungen werden daher nach dem Konzept der Konzentrationsaddition aggregiert, um das Risiko über die gesamte Pflanzenschutzstrategie (mehrere Wirkstoffe und/oder mehrere Anwendungen) zu erfassen. Im Gegensatz zu der Modellbeschreibung in Strasse Meyer et al. (2017) wird das Konzept der Konzentrationsaddition in dieser Untersuchung auch für das akute Risiko angewandt.

Die Risikoaggregation eines Applikationsmusters erfolgt in zwei Schritten. Zuerst werden die akuten (Gleichung 5) und chronischen (Gleichung 6) Risikowerte für jeden angewandten Wirkstoff berechnet und auf Tagesbasis addiert, um die Verteilung der ETR-Summen über ein Anwendungsjahr zu ermitteln. Anschließend wird das 90-Perzentil dieser ETR-Summenkurven abgeleitet, welches den akuten und den chronischen Risikoindex der gesamten Anwendungsstrategie (Konzentrations-addiert über alle ausgebrachten Wirkstoffe) für die einzelnen Referenzorganismen (RO) charakterisiert (Gleichung 7 und 8).

$$ETR_{A(RO)} = \frac{P90}{1 \leq t \leq 365} \sum_{1 \leq i \leq n} \frac{PEC(t, W_i)}{LC50/EC50(RO, W_i)} \quad (7)$$

$$ETR_{C(RO)} = \frac{P90}{1 \leq t \leq 365} \sum_{1 \leq i \leq n} \frac{PECTWA(t, W_i)}{NOEC(RO, W_i)} \quad (8)$$

wobei  $n$  die Anzahl der Wirkstoffe mit additiver Wirkung repräsentiert.

Für die Risikobewertung der PSM-Belastung von Oberflächengewässern berücksichtigt SYNOPSIS fünf Gruppen von Referenzorganismen:

- ▶ Algen (al)
- ▶ Aquatische Invertebraten (z.B. Daphnia, da)
- ▶ Fische (fi)
- ▶ Wasserlinsen (Lemna, le)
- ▶ Sedimentorganismen (Chironomus, ch)

(Anmerkung: Neben den aquatischen Risiken kann SYNOPSIS auch Risiken für Bodenorganismen und Nichtzielarthropoden im Gewässersaum abschätzen, diese weiteren Risikoindizes wurden in der vorliegenden Untersuchung jedoch nicht betrachtet).

Die Risikoindizes werden zunächst für jede der fünf aquatischen Referenzorganismen separat berechnet. Anschließend werden als finale Bewertungsgrößen das **akute** (Gleichung 9) und das **chronische** (Gleichung 10) **aquatische Risiko** ( $ETR_{A(aqu)}$  und  $ETR_{C(aqu)}$ ) jeweils als Maximum der fünf Risikoindizes der aquatischen Referenzorganismen ermittelt.

$$ETR_{A(aqu)} = \text{MAX}(ETR_{A(al)}, ETR_{A(da)}, ETR_{A(fi)}, ETR_{A(le)}, ETR_{A(ch)}) \quad (9)$$

$$ETR_{C(aqu)} = \text{MAX}(ETR_{C(al)}, ETR_{C(da)}, ETR_{C(fi)}) \quad (10)$$

Die berechneten ETR-Werte für Gewässerorganismen werden gemäß Tabelle 6: Klasseneinteilung der Werte für das akute Risiko  $ETRA_{(aqu)}$  und das chronische Risiko  $ETRC_{(aqu)}$  für Gewässerorganismen in fünf Risikoklassen eingeteilt, denen für die Darstellung und Bewertung in Karten und Tabellen fünf Farbstufen zugeordnet sind.

Ausgehend von den flächen- und jahresspezifischen Risikowerten  $ETRA_{(aqu)}$  und  $ETRC_{(aqu)}$  kann das Risiko für verschiedene Raumeinheiten zusammengefasst analysiert und dargestellt werden.

**Tabelle 6: Klasseneinteilung der Werte für das akute Risiko  $ETR_{A(aqu)}$  und das chronische Risiko  $ETR_{C(aqu)}$  für Gewässerorganismen.**

| Risikoklasse          | Wertebereiche         | Farbliche Darstellung <sup>a</sup> |
|-----------------------|-----------------------|------------------------------------|
| kein Risiko           | $ETR \leq 0,01$       |                                    |
| sehr niedriges Risiko | $0,01 \leq ETR < 0,1$ |                                    |
| niedriges Risiko      | $0,1 \leq ETR < 1$    |                                    |
| mittleres Risiko      | $1 \leq ETR < 10$     |                                    |
| hohes Risiko          | $ETR \geq 10$         |                                    |

<sup>a</sup> Die Farben entsprechen der Darstellung der Risikoklassen im Web-Viewer [sf.julius-kuehn.de/mapviewer/agro](http://sf.julius-kuehn.de/mapviewer/agro).

Quelle: eigene Darstellung.

#### 4.2.6 Räumliche Zusammenfassung der Risikoindizes und Berechnungen der relativen Risikoindizes

Als größte räumliche Einheiten wurden die sechs Erhebungscluster (CEPI-Regionen, Abbildung 16) aus PAPA gewählt. Für jedes Cluster wird das 80- bzw. das 90-Perzentil der Risiken  $ETR_{A(aqu)}$  und  $ETR_{C(aqu)}$  aus den PSM-Applikationen auf allen Mais- bzw. Winterrapsschlägen innerhalb eines Clusters berechnet. Die Verwendung des 90-Perzentils impliziert, dass durch die PSM-Applikationen auf 10 % der Applikationsfläche das Risiko einer Beeinträchtigung der aquatischen Lebensgemeinschaft höher liegt als der räumlich zusammengefasste Risikoindex ausweist (analog für das 80 Perzentil, dass 20 % der Flächen höher liegen).

Darüber hinaus werden die Anteile der Applikationsflächen analysiert, die zu Risikowerten über dem Schwellenwert von mittlerem ( $ETR > 1$ ) und hohem Risiko ( $ETR > 10$ ) führen. Die Vielzahl der möglichen Detailauswertungen mit unterschiedlicher räumlicher Zusammenfassung kann im Bericht nicht im Einzelnen dargestellt werden können, die Ergebnisse können in einem Web-basierten Map-Viewer ([sf.julius-kuehn.de/mapviewer/agro](http://sf.julius-kuehn.de/mapviewer/agro)) eingesehen werden.

Für die Darstellung und Interpretation der Veränderungen durch den Anbau von Silomais und Winterraps als NawaRo's wurden schließlich *relative* Risiken berechnet, indem die Risiken für 2016 auf die Risiken des Referenzzeitraums 2000 bezogen werden.

### 4.3 Ergebnisse

#### 4.3.1 Generische Applikationsmuster für Mais und Winterraps

Insgesamt wurden aus den PAPA-Erhebungen je Kultur und CEPI-Region 24 Applikationsmuster abgeleitet (8 Jahre x 3 Intensitätsstufen), die sowohl für die Berechnung für 2000 als auch für 2016 zugrunde gelegt wurden. Die Anzahl der in den generischen Applikationsmustern (GAM) angewendeten PSM und die darin enthaltenen Wirkstoffe sind in Tabelle 8 zusammengefasst (die vollständige Auflistung der ausgewerteten Applikationen ist sehr umfangreich und wird aus Platzgründen in diesem Bericht nicht aufgeführt; die Tabellen können auf Anfrage von den Autoren bezogen werden. Eine Datenpublikation des Julius-Kühn-Instituts zu generischen Applikationsmustern aller in PAPA erfassten Kulturen ist in Vorbereitung). Die Risikoanalysen wurden mit den generischen Applikationsmustern durchgeführt, indem diese zufällig auf die ATKIS-Feldblockgeometrien (s. Kap. 4.2.4) mit der entsprechenden Kultur (Mais oder Winterraps) verteilt wurden.

**Tabelle 7: Anzahl der abgeleiteten generischen Applikationsmuster je Kultur und CEPI-Region mit der Anzahl der angewandten PSM und Wirkstoffe.**

| CEPI Region  | Kultur     | Anzahl Applikationsmuster | Anzahl PSM | Anzahl PSM-Anwendungen | Anzahl Wirkstoffe | Anzahl Wirkstoff-Anwendungen |
|--------------|------------|---------------------------|------------|------------------------|-------------------|------------------------------|
| A            | Mais       | 24                        | 23         | 62                     | 16                | 112                          |
|              | Winterraps | 24                        | 46         | 203                    | 36                | 311                          |
| B            | Mais       | 24                        | 25         | 60                     | 19                | 103                          |
|              | Winterraps | 24                        | 41         | 181                    | 35                | 290                          |
| C            | Mais       | 24                        | 23         | 59                     | 18                | 88                           |
|              | Winterraps | 6                         | 25         | 42                     | 28                | 70                           |
| D            | Mais       | 24                        | 31         | 74                     | 20                | 112                          |
|              | Winterraps | 24                        | 34         | 159                    | 32                | 257                          |
| E            | Mais       | 24                        | 31         | 74                     | 20                | 112                          |
|              | Winterraps | 24                        | 34         | 159                    | 32                | 257                          |
| F            | Mais       | 24                        | 24         | 66                     | 16                | 98                           |
|              | Winterraps | 6                         | 27         | 50                     | 28                | 79                           |
| <b>Summe</b> | Mais       | 144                       | 49         | 395                    | 22                | 625                          |
|              | Winterraps | 108                       | 67         | 794                    | 44                | 1264                         |

Quelle: eigene Darstellung.

Die in dem GAM insgesamt angewendeten 22 Wirkstoffe für Mais waren ausschließlich Herbizide. Die 47 Wirkstoffe für Raps enthielten alle Wirkstoffkategorien, wobei 20 auf Herbizide entfielen; in Tabelle 8 sind alle in den GAMs eingesetzten Wirkstoffe aufgeführt.

**Tabelle 8: Wirkstoffe, die in den generischen Applikationsmustern (n = 144)<sup>a</sup> für Mais und Winterraps angewandt wurden.**

| Wirkstoff-kategorie <sup>b</sup> | Wirkstoff      | Anzahl Applikationen <sup>a</sup> | AR [g ha <sup>-1</sup> ] | Wirkstoff-Anwendungen insgesamt <sup>c</sup> | Anteil Applikationen <sup>d</sup> [%] |
|----------------------------------|----------------|-----------------------------------|--------------------------|----------------------------------------------|---------------------------------------|
| <b>Mais</b>                      |                |                                   |                          |                                              |                                       |
| Herbizid                         | Terbutylazin   | 137                               | 418                      | 625                                          | 21,92                                 |
| Herbizid                         | S-Metolachlor  | 39                                | 874                      | 625                                          | 6,24                                  |
| Herbizid                         | Dimethenamid-P | 36                                | 593                      | 625                                          | 5,76                                  |
| Herbizid                         | Pethoxamid     | 27                                | 770                      | 625                                          | 4,32                                  |
| Herbizid                         | Glyphosat      | 18                                | 1055                     | 625                                          | 2,88                                  |
| Herbizid                         | Flufenacet     | 24                                | 276                      | 625                                          | 3,84                                  |
| Herbizid                         | Bromoxynil     | 55                                | 99                       | 625                                          | 8,8                                   |
| Herbizid                         | Mesotrione     | 42                                | 70                       | 625                                          | 6,72                                  |
| Herbizid                         | Tembotrione    | 34                                | 76                       | 625                                          | 5,44                                  |
| Herbizid                         | Dicamba        | 15                                | 120                      | 625                                          | 2,40                                  |
| Herbizid                         | Pendimethalin  | 2                                 | 800                      | 625                                          | 0,32                                  |
| Herbizid                         | Nicosulfuron   | 48                                | 33                       | 625                                          | 7,68                                  |
| Herbizid                         | Topramezone    | 26                                | 37                       | 625                                          | 4,16                                  |
| Herbizid                         | Foramsulfuron  | 28                                | 34                       | 625                                          | 4,48                                  |
| Herbizid                         | Bentazon       | 2                                 | 338                      | 625                                          | 0,32                                  |

| Wirkstoff-kategorie <sup>b</sup> | Wirkstoff                 | Anzahl Applikationen <sup>a</sup> | AR [g ha <sup>-1</sup> ] | Wirkstoff-Anwendungen insgesamt <sup>c</sup> | Anteil Applikationen <sup>d</sup> [%] |
|----------------------------------|---------------------------|-----------------------------------|--------------------------|----------------------------------------------|---------------------------------------|
| Herbizid                         | Tritosulfuron             | 9                                 | 50                       | 625                                          | 1,44                                  |
| Herbizid                         | Sulcotrion                | 1                                 | 300                      | 625                                          | 0,16                                  |
| Herbizid                         | Prosulfuron               | 21                                | 12                       | 625                                          | 3,36                                  |
| Herbizid                         | Thiencarbazone            | 17                                | 12                       | 625                                          | 2,72                                  |
| Herbizid                         | Clopyralid                | 2                                 | 97                       | 625                                          | 0,32                                  |
| Herbizid                         | Rimsulfuron               | 14                                | 10                       | 625                                          | 2,24                                  |
| Herbizid                         | Iodosulfuron              | 28                                | 1                        | 625                                          | 4,48                                  |
| Fungizid                         | Tebuconazol               | 135                               | 192                      | 1484                                         | 9,1                                   |
| Fungizid                         | Prothioconazol            | 87                                | 98                       | 1484                                         | 5,86                                  |
| Fungizid                         | Boscalid                  | 67                                | 99                       | 1484                                         | 4,51                                  |
| Fungizid                         | Dimoxystrobin             | 67                                | 99                       | 1484                                         | 4,51                                  |
| Fungizid                         | Fluopyram                 | 22                                | 124                      | 1484                                         | 1,48                                  |
| Fungizid                         | Metconazol                | 77                                | 26                       | 1484                                         | 5,19                                  |
| Fungizid                         | Difenoconazol             | 17                                | 111                      | 1484                                         | 1,15                                  |
| Fungizid                         | Azoxystrobin              | 6                                 | 179                      | 1484                                         | 0,40                                  |
| Fungizid                         | Isopyrazam                | 4                                 | 109                      | 1484                                         | 0,27                                  |
| Fungizid                         | Triadimenol               | 5                                 | 69                       | 1484                                         | 0,34                                  |
| <b>Winterraps</b>                |                           |                                   |                          |                                              |                                       |
| Herbizid                         | Metazachlor               | 140                               | 490                      | 1697                                         | 8,25                                  |
| Herbizid                         | Dimethenamid-P            | 98                                | 464                      | 1697                                         | 5,77                                  |
| Herbizid                         | Quinmerac                 | 102                               | 229                      | 1697                                         | 6,01                                  |
| Herbizid                         | Propyzamid                | 18                                | 634                      | 1697                                         | 1,06                                  |
| Herbizid                         | Dimethachlor              | 17                                | 660                      | 1697                                         | 1,00                                  |
| Herbizid                         | Glyphosat                 | 10                                | 1062                     | 1697                                         | 0,59                                  |
| Herbizid                         | Napropamid                | 16                                | 654                      | 1697                                         | 0,94                                  |
| Herbizid                         | Pendimethalin             | 17                                | 340                      | 1697                                         | 1,00                                  |
| Herbizid                         | Clomazone                 | 35                                | 97                       | 1697                                         | 2,06                                  |
| Herbizid                         | Propaquizafop             | 40                                | 71                       | 1697                                         | 2,36                                  |
| Herbizid                         | Fluazifop-P               | 18                                | 103                      | 1697                                         | 1,06                                  |
| Herbizid                         | Clopyralid                | 27                                | 63                       | 1697                                         | 1,59                                  |
| Herbizid                         | Pethoxamid                | 2                                 | 825                      | 1697                                         | 0,12                                  |
| Herbizid                         | Quizalofop-P              | 40                                | 41                       | 1697                                         | 2,36                                  |
| Herbizid                         | Cycloxydim                | 10                                | 135                      | 1697                                         | 0,59                                  |
| Herbizid                         | Clethodim                 | 5                                 | 121                      | 1697                                         | 0,29                                  |
| Herbizid                         | Bifenox                   | 2                                 | 288                      | 1697                                         | 0,12                                  |
| Herbizid                         | Picloram                  | 26                                | 18                       | 1697                                         | 1,53                                  |
| Herbizid                         | Haloxifop-P (Haloxifop-R) | 8                                 | 47                       | 1697                                         | 0,47                                  |
| Herbizid                         | Aminopyralid              | 15                                | 8                        | 1697                                         | 0,88                                  |
| Herbizid                         | Imazamox                  | 2                                 | 13                       | 1697                                         | 0,12                                  |
| Insektizid                       | Thiacloprid               | 106                               | 72                       | 1697                                         | 6,25                                  |
| Insektizid                       | Etofenprox                | 94                                | 58                       | 1697                                         | 5,54                                  |
| Insektizid                       | Pymetrozin                | 10                                | 75                       | 1697                                         | 0,59                                  |
| Insektizid                       | lambda-Cyhalothrin        | 56                                | 8                        | 1697                                         | 3,30                                  |
| Insektizid                       | Acetamiprid               | 10                                | 40                       | 1697                                         | 0,59                                  |

| Wirkstoff-kategorie <sup>b</sup> | Wirkstoff          | Anzahl Applikationen <sup>a</sup> | AR [g ha <sup>-1</sup> ] | Wirkstoff-Anwendungen insgesamt <sup>c</sup> | Anteil Applikationen <sup>d</sup> [%] |
|----------------------------------|--------------------|-----------------------------------|--------------------------|----------------------------------------------|---------------------------------------|
| Insektizid                       | alpha-Cypermethrin | 36                                | 10                       | 1697                                         | 2,12                                  |
| Insektizid                       | tau-Fluvalinat     | 6                                 | 48                       | 1697                                         | 0,35                                  |
| Insektizid                       | beta-Cyfluthrin    | 36                                | 7                        | 1697                                         | 2,12                                  |
| Insektizid                       | Cypermethrin       | 8                                 | 25                       | 1697                                         | 0,47                                  |
| Insektizid                       | Indoxacarb         | 3                                 | 26                       | 1697                                         | 0,18                                  |
| Insektizid                       | Deltamethrin       | 7                                 | 7                        | 1697                                         | 0,41                                  |
| Insektizid                       | zeta-Cypermethrin  | 3                                 | 10                       | 1697                                         | 0,18                                  |
| Insektizid                       | gamma-Cyhalothrin  | 6                                 | 5                        | 1697                                         | 0,35                                  |
| Insektizid                       | Bifenthrin         | 1                                 | 10                       | 1697                                         | 0,06                                  |
| W-Regler                         | Mepiquat           | 75                                | 138                      | 1484                                         | 5,05                                  |
| W-Regler                         | Paclobutrazol      | 17                                | 55                       | 1484                                         | 1,15                                  |

<sup>a</sup> 6 CEPI-Regionen x 8 Jahre x 3 Intensitätsstufen = 144 generische Applikationsmuster insgesamt.

<sup>b</sup> W-Regler: Wachstumsregler.

<sup>c</sup> Gesamtzahl der abgeleiteten generischen Applikationsmuster je Kultur in Deutschland (s. Tabelle 9).

<sup>d</sup> Anzahl der Applikationen des betreffenden Wirkstoffs (Sp. 2) bezogen auf die Anzahl der Wirkstoffanwendungen insges.

<sup>e</sup> AR: tatsächliche Anwendungsrate (s. a. Gl. 1).

Quelle: eigene Darstellung.

#### 4.3.2 Ergebnisse der zufälligen Kulturverteilung

Die Veränderungen der Flächenanteile im Mais und Rapsanbau in 2016 gegenüber 2000 variieren relativ stark zwischen den CEPI-Regionen (Tabelle 9). In Region D stieg der Maisanbau nur um 7 % an, wohingegen in Region B der Maisanbau um 148 % zunahm. Die Zunahme des Rapsanbaus war etwas geringer als im Mais und fiel in Region B mit 49 % am höchsten aus; in den Regionen E und C war eine Abnahme des Rapsanbaus festzustellen. Insgesamt nahm der Maisanbau in Deutschland in 2016 um 71 % und der Rapsanbau um 19 % gegenüber 2000 zu. Die Flächenangaben der Tabelle 9 unterscheiden sich etwas von den Angaben in Kapitel 2, da den SYNOPS-Berechnungen eine andere Datengrundlage zum Flächenumfang der Kulturarten (ATKIS-Basis-DLM, s. Kap. 4.2.1) zugrunde liegt als der Darstellung im Kapitel 2.

**Tabelle 9: Anzahl und Summe der Flächen mit Mais- und Winterrapsanbau in den CEPI-Regionen in den Jahren 2000 und 2016 für die Risikoberechnung mit SYNOPS.**

| Jahr der Kulturverteilung | CEPI Region | Anzahl Flächen <sup>a</sup> | Summe Fläche (1000 ha) | Mittlere Größe Flächen (ha) | Maximum Fläche (ha) | Minimum Fläche (ha) | Flächen-Änderung ggü. 2000 (%) |
|---------------------------|-------------|-----------------------------|------------------------|-----------------------------|---------------------|---------------------|--------------------------------|
| <b>Mais</b>               |             |                             |                        |                             |                     |                     |                                |
| 2000                      | A           | 31553                       | 264,86                 | 8,39                        | 159,87              | 0,004               |                                |
|                           | B           | 35160                       | 130,71                 | 3,72                        | 94,92               | 0,005               |                                |
|                           | C           | 111473                      | 328,49                 | 2,95                        | 42,73               | 0,002               |                                |
|                           | D           | 37235                       | 170,23                 | 4,57                        | 195,52              | 0,013               |                                |
|                           | E           | 116300                      | 533,22                 | 4,58                        | 75,68               | 0,004               |                                |
|                           | F           | 94948                       | 222,57                 | 2,34                        | 31,44               | 0,003               |                                |
|                           | gesamt      | 426669                      | 1650,08                | 4,43                        | 195,52              | 0,002               |                                |
| 2016                      | A           | 40991                       | 480,74                 | 11,73                       | 159,37              | 0,001               | 82 %                           |
|                           | B           | 57684                       | 323,53                 | 5,61                        | 124,90              | 0,005               | 148 %                          |
|                           | C           | 121629                      | 476,33                 | 3,92                        | 41,55               | 0,002               | 45 %                           |
|                           | D           | 44147                       | 182,88                 | 4,14                        | 96,09               | 0,008               | 7 %                            |
|                           | E           | 142361                      | 946,50                 | 6,65                        | 88,87               | 0,002               | 78 %                           |
|                           | F           | 113755                      | 346,21                 | 3,04                        | 32,38               | 0,002               | 56 %                           |
|                           | gesamt      | 520567                      | 2756,19                | 5,85                        | 159,37              | 0,001               | 67 %                           |
| <b>Winterraps</b>         |             |                             |                        |                             |                     |                     |                                |
| 2000                      | A           | 8295                        | 385,79                 | 46,51                       | 378,36              | 0,001               |                                |
|                           | B           | 16722                       | 268,46                 | 16,05                       | 280,02              | 0,001               |                                |
|                           | C           | 9761                        | 84,92                  | 8,70                        | 73,39               | 0,002               |                                |
|                           | D           | 12412                       | 135,11                 | 10,89                       | 301,06              | 0,001               |                                |
|                           | E           | 7595                        | 125,45                 | 16,52                       | 173,60              | 0,005               |                                |
|                           | F           | 20701                       | 173,35                 | 8,37                        | 123,82              | 0,001               |                                |
|                           | gesamt      | 75486                       | 1173,08                | 17,84                       | 378,36              | 0,001               |                                |
| 2016                      | A           | 14165                       | 447,01                 | 31,56                       | 266,20              | 0,012               | 16 %                           |
|                           | B           | 38854                       | 399,56                 | 10,28                       | 170,70              | 0,043               | 49 %                           |
|                           | C           | 10051                       | 67,57                  | 6,72                        | 52,72               | 0,015               | -20 %                          |
|                           | D           | 22903                       | 172,63                 | 7,54                        | 170,69              | 0,760               | 28 %                           |
|                           | E           | 11640                       | 108,80                 | 9,35                        | 91,14               | 0,808               | -13 %                          |
|                           | F           | 30918                       | 200,70                 | 6,49                        | 69,56               | 0,009               | 16 %                           |
|                           | gesamt      | 128531                      | 1396,26                | 11,99                       | 266,20              | 0,009               | 19 %                           |

<sup>a</sup> gem. Auswertung ATKIS-Basis-DLM (Kap. 4.2.1).

Quelle: eigene Darstellung.

### 4.3.3 Ergebnisse der Risikoanalyse

Ziel der Risikobewertung ist die Analyse, in wieweit eine Veränderung der Anbauflächen von Winterraps und Mais im Zeitraum von 2000 bis 2016 sich auf die mögliche Belastung der Oberflächengewässer durch den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln auswirken. Bewertungsgröße sind die Risikoindizes, die für alle PSM-Applikationen in Mais und Winterraps auf den Ackerflächen in Deutschland mit SYNOPS berechnet und ausgewertet wurden. Auf eine differenzierte Auswertung nach CEPI-Regionen wurde verzichtet, da dies den gebotenen Berichtsrahmen sprengen würde. Eine Visualisierung und flexible Analyse der Risikoindizes für verschiedene

Methoden der räumlichen Zusammenfassung ist mit dem JKI-MapView (https://sf.julius-kuehn.de/mapviewer/agro).

Im Winterraps lag das *akute* aquatische Risiko ( $ETR_{A(aqu)}$  n. Gl. 9; im Folgenden wird aus Gründen der Lesbarkeit der Index  $ETR_{A(aqu)}$  nicht mit aufgeführt) im 90. Perzentil mit  $ETR_A = 0,592$  in 2000 und  $ETR_A = 0,585$  in 2016 (Tabelle 10; Abbildung 17) in der Klasse "niedriges Risiko" (vgl. Tabelle 6). Etwas geringer, aber ebenfalls in der niedrigen Risikoklasse waren die 90. Perzentile im Mais mit  $ETR_A = 0,166$  in 2000 und  $ETR_A = 0,159$  in 2016. Die 80. Perzentile lagen im Mais dagegen in der Klasse "sehr niedriges Risiko" ( $ETR_A = 0,062$  in 2000 und  $ETR_A = 0,059$  in 2016) und im Winterraps in der niedrigen Klasse ( $ETR_A = 0,231$  in 2000 und 2016). Betrachtet man das die Veränderung des 90. Perzentil als räumlich zusammengefassten Risikowert, so nimmt das akute aquatische Risiko im Mais über den Zeitraum von 2000 bis 2016 leicht ab (-4 %), im Winterraps bleibt es praktisch unverändert. In ähnlicher Weise verhält sich auch das 80. Perzentil (Mais -5 %; Winterraps -1 %).

**Tabelle 10:** Veränderung des akuten und des chronischen aquatischen Risikos für Oberflächengewässer durch die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Mais- und Winterrapsanbau in Deutschland in 2016 gegenüber 2000.

|                                                                             | Mais   |        |          | Winterraps |        |          |
|-----------------------------------------------------------------------------|--------|--------|----------|------------|--------|----------|
|                                                                             | 2000   | 2016   | Änderung | 2000       | 2016   | Änderung |
| Anbaufläche [1000 ha]                                                       | 1650   | 2756   | 67 %     | 1173       | 1396   | 19 %     |
| Anzahl Flächen [in 1000]                                                    | 427,6  | 520,5  | 22 %     | 75,4       | 128,5  | 70 %     |
| Mittl. Behandlungsindex (BI)                                                | 1,9    | 1,9    |          | 6,2        | 6,2    |          |
| <b>Akutes aquatisches Risiko <math>ETR_{A(aqu)}</math><sup>b</sup></b>      |        |        |          |            |        |          |
| 80. Perzentil                                                               | 0,062  | 0,059  | -5 %     | 0,231      | 0,231  | 0 %      |
| 90. Perzentil                                                               | 0,166  | 0,159  | -4 %     | 0,592      | 0,585  | -1 %     |
| Flächenanteil <sup>a</sup> mit $ETR > 1$                                    | 0,25   | 0,30   | 19 %     | 1,06       | 1,16   | 10 %     |
| <b>Chronisches aquatisches Risiko <math>ETR_{C(aqu)}</math><sup>b</sup></b> |        |        |          |            |        |          |
| 80. Perzentil                                                               | 0,012  | 0,012  | -5 %     | 0,142      | 0,147  | 4 %      |
| 90. Perzentil                                                               | 0,028  | 0,026  | -7 %     | 0,342      | 0,347  | 1 %      |
| Flächenanteil <sup>a</sup> mit $ETR > 1$                                    | 0,00 % | 0,00 % | 0 %      | 0,39 %     | 0,40 % | 3 %      |

<sup>a</sup> Berechnung Risikoindizes s. Kap. 4.2.5, Gleichungen (9) und (10);  $ETR = 1 - 10$  entspricht Risikoklasse "mittleres Risiko".

<sup>b</sup> Flächenanteile beziehen sich auf die gesamte Ackerfläche in Deutschland gemäß Auswertung ATKIS-Basis-DLM.

Quelle: eigene Darstellung.

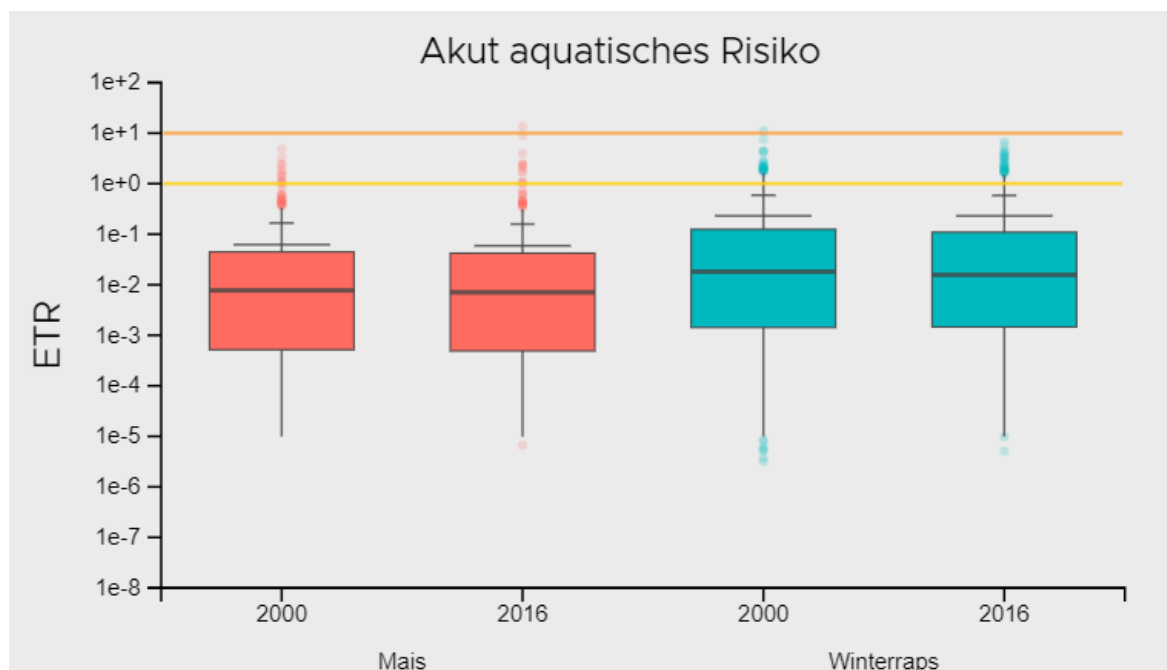
Das *chronische* aquatische Risiko ( $ETR_{C(aqu)}$  n. Gl. 10) ist in beiden Kulturen insgesamt deutlich geringer als das akute aquatische Risiko. Im Mais liegen sowohl das 90. als auch das 80. Perzentil im unteren Bereich der Klasse "sehr niedriges Risiko" ( $ETR \leq 0,1$ ). Im Winterraps liegen alle Perzentil-Werte in der niedrigen Risikoklasse ( $0,1 \leq ETR < 1$ ). Die räumlich zusammengefassten Risikoindizes des chronisch aquatischen Risikos zeigen ebenfalls nur geringfügige Veränderungen (Tabelle 11; Abbildung 18). Im Mais nehmen die Perzentil-Werte leicht ab (80. Perzentil: -5 %, 90. Perzentil: -7 %) und im Winterraps leicht zu (80. Perzentil: -5 %, 90. Perzentil: -7 %).

Bei der Interpretation der Veränderung der Risikowerte 2016 gegenüber 2000 das Problem auf, dass die beiden Kulturen Mais und Winterraps isoliert betrachtet wurden. Alle übrigen Kulturen

wurden in der vorliegenden Untersuchung nicht betrachtet, da hierfür keine generischen Applikationsmuster vorlagen. D.h. die in Kapitel 4.3.2 dargestellte Zunahme der Anbauflächen (und Flächenanzahl) in beiden Kulturen führt dazu, dass die Anbauflächen anderer Kulturen entsprechend zurückgehen. Da das aquatische Risiko dieser verdrängten Kulturen nicht bekannt ist, kann es bei dieser Risikoanalyse nicht berücksichtigt werden. Für die Perzentil-Werte werden daher nur die mit SYNOPSIS modellierten Anbauflächen von Mais ( $n = 427.600$  in 2000 und  $520.500$  in 2016) und Raps ( $n = 75.400$  in 2000 und  $128.500$  in 2016) gemäß Auswertung ATKIS-Basis-DLM analysiert. Geht man davon aus, dass die in 2016 zusätzlichen hinzugekommenen Mais- und Winterrapsflächen keine ungünstigeren Standortbedingungen (in Bezug auf das Risiko des PSM-Eintrags in Oberflächengewässer) als die in 2000 bereits vorliegenden Flächen aufweisen, dann sollten in den einzelnen Kulturen keine starken Veränderungen in den Perzentil-Werten auftreten, da für beide Jahre die identischen PSM-Anwendungen und Klimabedingungen angenommen wurden.

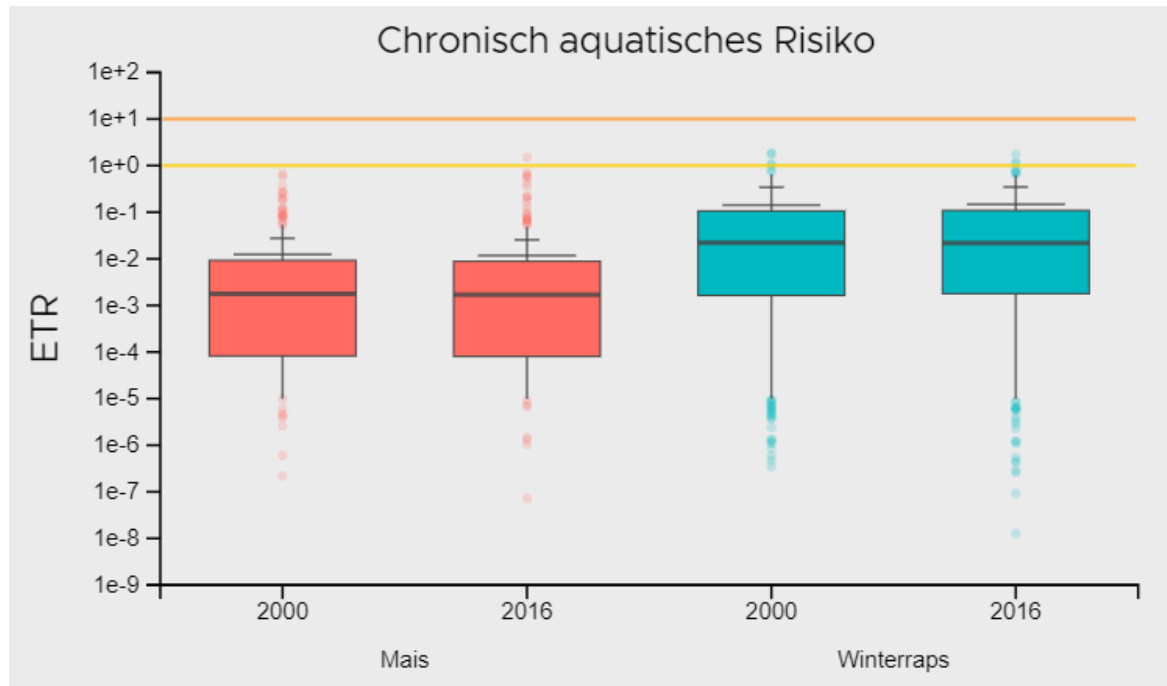
Die Angaben zu den Flächenanteilen in der Risikoklasse "mittleres Risiko" ( $1 \leq \text{ETR} < 10$ ) beziehen sich dagegen auf die gesamte Ackerbaufläche in Deutschland. D.h. durch eine Zunahme der Anbaufläche von Raps und Mais nimmt auch der Flächenanteil im mittleren Risikobereich zu. Dies zeigen auch die Ergebnisse des akuten aquatischen Risikos in Tabelle 11. Für Mais steigt der Flächenanteil in der mittleren Risikoklasse ( $1 \leq \text{ETR} < 10$ ) von einem Flächenanteil von  $0,25\%$  in 2000 um  $19\%$  auf  $0,30\%$  in 2016. Für Winterraps nimmt der Flächenanteil von  $1,06\%$  (2000) um  $10\%$  auf  $1,16\%$  (2016) der gesamten Ackerfläche zu. Für das chronische aquatische Risiko wurden eine Überschreitung des Schwellenwerts von  $\text{ETR} = 1$  nur im Winterraps modelliert, der Flächenanteil nimmt hier nur geringfügig um  $4\%$  zu. Flächen mit hohem Austragsrisiko, d.h.  $\text{ETR} > 10$ , treten in der SYNOPSIS-Modellierung nicht auf.

**Abbildung 17: Boxplots der Verteilung der schlagspezifischen Risiken ( $\text{ETR}_{A(aqu)}$ ) des akuten aquatischen Risikos durch Mais- und Winterrapsanbau in 2000 und 2016 für Deutschland insgesamt. Dargestellt sind die Verteilungsklassen 5, 25, 50, 75, 80, 90 und 95 Perzentil. Die gelbe bzw. rote Linie entsprechen dem Schwellenwert für mittleres bzw. hohes Risiko.**



Quelle: eigene Darstellung

**Abbildung 18: Boxplots der Verteilung der schlagspezifischen Risiken ( $ETR_{C(aqu)}$ ) des chronischen aquatischen Risikos durch Mais- und Winterrapsanbau in 2000 und 2016 für Deutschland insgesamt. Dargestellt sind die Verteilungsklassen 5, 25, 50, 75, 80, 90 und 95 Perzentil. Die gelbe bzw. rote Linie entspricht dem Schwellenwert für mittleres bzw. hohes Risiko.**



Quelle: eigene Darstellung

#### 4.4 Fazit zur Belastung von Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln

Eine synoptische Bewertung der Belastungssituation von Oberflächengewässern durch die PSM-Applikationen auf Mais- und Rapsanbauflächen auf Basis von Wirkstofffunden (Nachweisen) in Oberflächengewässern ist derzeit nicht möglich. Dafür sind die vorliegenden Monitoringdaten aus Oberflächengewässern in Deutschland zu heterogen und zu lückenhaft, Aussagen zur Trendentwicklung sind nicht möglich.

In dieser Situation wurde die PSM-Belastung von Oberflächengewässern infolge der Ausweitung des NawaRo-Anbaus modellbasiert bewertet. Mit dem Modell SYNOPSIS wurden dafür Indices des akuten ( $ETR_A$ ) und des chronischen aquatischen Risikos ( $ETR_C$ ) durch die PSM-Applikationen auf Mais- und Winterrapsflächen in den Jahren 2000 und 2016 berechnet und für Deutschland insgesamt gemittelt. Für das 80. bzw. 90. Perzentil des akuten aquatischen Risikos der beiden Kulturen und das chronische Risiko von Mais werden konstante bis leicht zurückgehende ETR-Perzentilwerte ermittelt, nur für Raps steigen die Perzentilwerte geringfügig.

Es ist festzuhalten, dass nach SYNOPSIS-Modellierung die Belastung von Oberflächengewässern durch PSM-Einträge aus Mais- und Rapsanbau insgesamt auf einem niedrigen Niveau liegt, wobei der Flächenanteil mit einem "mittleren" Risiko ( $ETR > 1$ ) für das akute Risiko in Raps mit etwas über 1 % der AF am höchsten ist. Durch die Zunahme der Anbauflächen von Mais und Raps in 2016 gegenüber 2000 hat das aquatische Risiko nur geringfügig zugenommen. Diese Bewertung gilt unter der Randbedingung, dass für die Modellierung identische generische Applikationsmuster und der gleiche Witterungsverlauf für beide Jahre zugrunde gelegt wurden, um ausschließlich den Effekt der Veränderung der Anbauflächen beurteilen zu können (ceteris-paribus).

Bedingungen). In der Realität ist allerdings zu vermuten, dass die jährlich variierenden Applikationsmuster (u.a. infolge von unterschiedlicher Befallssituation in den verschiedenen Jahren sowie Veränderungen im Angebot von PSM-Präparaten) und die Variabilität der jährlichen Witterungsverläufe das Risiko der PSM-Gewässereinträge maßgeblich prägen, der Einfluss veränderter Kulturartenanteile (in den hier vorliegenden Größenordnungen) dagegen eher nachrangig ist. Weiterhin wird in die Bewertung der Änderung durch den Anbau von NawaRo's das Opportunitätsrisiko nicht mit einbezogen, das heißt die (mögliche) Veränderung des Gesamtrisikos in der Summe aller PSM-Applikation in Deutschland infolge der Verminderung des Risikos derjenigen Kulturarten, deren Anbaufläche durch Raps und Mais zurückgedrängt worden ist. Gemäß dem PSM-Behandlungsindex (BI), der als quantitatives Maß zur Beschreibung der Intensität der PSM-Anwendungen verwendet wird, ist Mais mit einem BI von 1,92 (in 2020) die Kultur mit dem niedrigsten Behandlungsindex, zum Vergleich betragen die BI für Winterraps 6,4, Winterweizen 4,6, Zuckerrüben 4,6 und für Kartoffeln 11,8 (JKI o.J.)

Unbeschadet der Interpretation der PSM-Fundsituation an den WRRL-Gütemessstellen (s. Einführung zu Kap. 4) und den Ergebnissen der SYNOPS-Modellierung wurde und wird jedoch seit vielen Jahren Kritik an den Ansätzen zur Bewertung des Risikos von PSM-Einträgen in Oberflächengewässer geäußert. Mit den Modellen zur Risikobewertung, die im Zulassungsverfahren in der EU und in Deutschland verwendet werden und die SYNOPS zugrunde liegen, werden insbesondere die PSM-Einträge über Runoff (Abschwemmung) wahrscheinlich mehr oder weniger stark unterschätzt (u.a. Bach et al. 2016, 2017a, 2017b; Schriever et al. 2007). Diese Hinweise waren Anlass für eine Studie zur Ermittlung der PSM-Belastung von Kleingewässern in Agrarlandschaften in 2018 und 2019, in der gezielt kleine Bäche in unmittelbarer Nachbarschaft zu landwirtschaftlich genutzten Flächen nach Regenereignissen analysiert wurden (Kleingewässermonitoring; Müller und Hitzfeld 2020). Diese Untersuchung von mehr als 100 Stand- und Fließgewässer mit Einzugsgebieten <10 km<sup>2</sup> belegt, dass mit dem Runoff von Ackerflächen häufig PSM in bedenklichen Mengen stoßartig in die angrenzenden Gewässer gespült werden (Liess et al. 2022).

Diese Untersuchungen legen nahe, dass das mit der Zulassung von PSM angestrebte hohe Schutzniveau für kleine Gewässer verfehlt wird. Es wurde im Rahmen des Kleingewässermonitorings allerdings nicht erfasst, ob die PSM-Applikationen im Einzugsbereich der Gewässerabschnitte ordnungsgemäß erfolgten, das heißt, dass alle Auflagen eingehalten wurden, oder in wieweit die Runoff-Einträge möglicherweise auf unsachgemäße Anwendungen zurückzuführen waren. SYNOPS modelliert das Risiko unter der Annahme, dass die gute fachliche Praxis im Pflanzenschutz beachtet wird, mögliche Gewässerbelastungen infolge von unsachgemäßen Anwendungen können naturgemäß nicht Gegenstand einer Modellierung sein. Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung konnte weiterhin nicht analysiert werden, auf welche Wirkstoffe die im Kleingewässermonitoring beobachteten Einträge im Einzelnen zurückgehen bzw. in welchem Umfang PSM mit Anwendungen in Mais und Raps dazu beitragen.

## 5 Pflanzenschutzmittel-Belastung des Grundwassers durch Mais- und Rapsanbau

Neben dem möglichen Eintrag in Oberflächengewässer können die in der Landwirtschaft eingesetzten Herbizid-, Insektizid- und Fungizid-Wirkstoffe und deren Abbauprodukte auch mit dem Sickerwasser in das Grundwasser gelangen und die Grundwasserqualität nachhaltig beeinträchtigen. Ein Risikoindikator zur Beschreibung der Grundwassergefährdung - analog zu SYNOPS für Oberflächengewässer (Kap. 4) - ist bislang für Deutschland nicht entwickelt worden. Zur Bewertung der Grundwasserbelastung infolge des Anbaus von Mais und Raps wird daher im Folgenden das WRRL-Kriterium "Überschreitung des Schwellenwertes von  $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  im Grundwasser" herangezogen. Die Bewertung erfolgt auf Basis der Häufigkeit der Wirkstofffunde im Grundwasser, die in den „Berichten zu Grundwasserbeschaffenheit“ der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) dokumentiert werden.

### 5.1 Methodik der Ermittlung der PSM-Grundwasserbelastung

Um das Auftreten von Pflanzenschutzmitteln und Metaboliten im Grundwasser zu erfassen, werden von den Wasserwirtschaftsverwaltungen der Bundesländer sowie von den Wasserversorgungsunternehmen regelmäßig Grundwasserproben analysiert. Die Messdaten der Proben aus oberflächennahem Grundwasser (max. 40 m unter Geländeoberkante) werden von den Bundesländern zusammengeführt, in mehrjährigen Abständen ausgewertet und die Ergebnisse werden in Form der „Berichte zur Grundwasserbeschaffenheit – Pflanzenschutzmittel“ veröffentlicht. Ein LAWA-Bericht zum Auftreten von PSM im Grundwasser wurde erstmalig 1997 für den Untersuchungszeitraum 1990–1995 erhoben; seitdem wurden weitere Berichte für die Zeiträume 1996–2000, 2001–2005, 2006–2008, 2009–2012 und 2013–2016 veröffentlicht (LAWA 2003, 2008, 2011, 2015, 2019). Bei diesen Auswertungen wird, unabhängig von der Anzahl der Messungen, stets nur der aktuellste Messwert einer Messstelle im Auswertungszeitraum berücksichtigt (LAWA, 2019).

In den letzten vier Berichtszeiträumen wurden jeweils insgesamt rund 13.000 bis 14.400 Messstellen beprobt. Die Anzahl der auszuwertenden Messstellen und das Spektrum der zu analysierenden Wirkstoffe werden von den Wasserwirtschaftsverwaltungen der Bundesländer festgelegt, unter anderem orientiert sich die Auswahl der untersuchten Substanzen an den Fundhäufigkeiten in früheren Untersuchungsperioden. Für die einzelnen Wirkstoffe variiert die Anzahl der analysierten Messstellen erheblich, im Zeitraum 2013–2016 wurde der Wirkstoff Atrazin mit 13.249 Messstellen am häufigsten untersucht, von den hier näher betrachteten Wirkstoffen (s. Tabelle 11) wurde Fenuron nur in 2288 Messstellen untersucht.

Im Folgenden werden die Fundhäufigkeiten von ausgewählten Wirkstoffen und Metaboliten aus den vier Zeiträumen von 2001–2005 bis 2013–2016 ausgewertet. Als Bewertungsgröße dient die Häufigkeit der Überschreitungen des Schwellenwertes von  $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  (gem. WRRL bzw. Grundwasserverordnung) für den Einzelwirkstoff bzw. Metabolit. Um die möglichen Veränderungen der Grundwasserbelastung infolge der Ausdehnung des NawaRo-Anbaus zu beurteilen, werden die Fundhäufigkeiten der Wirkstoffe mit Anwendung im Mais- bzw. im Rapsanbau gesondert betrachtet. Eine regionale Auswertung ist auf Basis der LAWA-Berichte zur Grundwasserbeschaffenheit nicht möglich, da (i) die Lage der Messstellen in den Berichten nicht veröffentlicht wird, und (ii) die Anzahl der Messstellen mit Konzentrationen über  $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  insgesamt gering ist, so dass ausgeprägte regionale Verteilungsmuster daraus nicht abgeleitet werden könnten.

Um die Veränderung der Fundhäufigkeit von PSM-Wirkstoffen zutreffend bewerten zu können, müssen Änderungen der Applikationsmenge als möglicher weiterer Einflussfaktor berücksichtigt werden. Die inländischen PSM-Absatzmengen von Pflanzenschutzmitteln werden allerdings aus Gründen des Datenschutzes nur für die Wirkstoffe in (relativ weit gestuften) Verkaufsmengenklassen veröffentlicht (BVL, versch. J.). Für die hier betrachteten Wirkstoffe wurde daraus für die vier Zeiträume jeweils die häufigste Verkaufsmengenkategorie ermittelt.

## 5.2 Ergebnisse zur Grundwasserbelastung mit Pflanzenschutzmitteln

In den vier Auswertungszeiträumen von 2001-2005 bis 2013-2016 wurden insgesamt mehr als 100 Wirkstoffe und Metabolite mit einer Konzentration  $>0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  nachgewiesen. Als Kriterium für die weitere Auswertung der Fundhäufigkeiten im Hinblick auf den NawaRo-Anbau wurde festgelegt, dass eine Substanz in mindestens zwei Betrachtungszeiträumen in jeweils mindestens fünf Messstellen mit  $>0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  gefunden wurde, was auf 28 Substanzen zutrifft. In Tabelle 11 sind diese Substanzen mit ihren Fundhäufigkeiten zusammenfassend dargestellt.

**Tabelle 11:** Zulassungsstatus<sup>a</sup>, Einsatzbereich, Kulturartenspektrum sowie absolute und relative<sup>b</sup> Fundhäufigkeit von Wirkstoffen<sup>c</sup> und Metaboliten mit Konzentration  $>0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  im oberflächennahen Grundwasser in Deutschland in vier Auswertungsperioden (LAWA 2003, 2011, 2015, 2019).

| Wirkstoff<br>Metabolit     | Status <sup>a</sup> | Be-<br>reich <sup>d</sup> | Kul-<br>turen <sup>e</sup> | Absolute und relative <sup>b</sup> Fundhäufigkeit im Grundwasser |        |           |        |           |        |                   |        |
|----------------------------|---------------------|---------------------------|----------------------------|------------------------------------------------------------------|--------|-----------|--------|-----------|--------|-------------------|--------|
|                            |                     |                           |                            | 2001-2005                                                        |        | 2006-2008 |        | 2009-2012 |        | 2013-2016         |        |
|                            |                     |                           |                            | Anz.                                                             | %      | Anz.      | %      | Anz.      | %      | Anz. <sup>f</sup> | %      |
| Desethylatrazin            | (M)                 | -                         | -                          | 297                                                              | 2,40 % | 197       | 1,84 % | 211       | 1,70 % | 160               | 1,23 % |
| Bentazon                   | zW                  | H                         | M, G, S                    | 55                                                               | 0,56 % | 78        | 0,90 % | 114       | 1,03 % | 120               | 0,97 % |
| Atrazin                    | nzW                 | H                         | M, S                       | 149                                                              | 1,16 % | 104       | 0,95 % | 118       | 0,95 % | 102               | 0,77 % |
| Bromacil                   | nzW                 | H                         | S                          | 86                                                               | 0,88 % | 71        | 0,85 % | 72        | 0,74 % | 53                | 0,50 % |
| Diuron                     | nzW                 | H                         | S                          | 42                                                               | 0,42 % | 37        | 0,32 % | 31        | 0,30 % | 25                | 0,23 % |
| Simazin                    | nzW                 | H                         | M, S                       | 77                                                               | 0,61 % | 37        | 0,34 % | 48        | 0,39 % | 23                | 0,18 % |
| Mecoprop                   | zW                  | H                         | G, S                       | 39                                                               | 0,40 % | 31        | 0,36 % | 30        | 0,28 % | 21                | 0,22 % |
| Desisopropyl-<br>atrazin   | (M)                 | -                         | -                          | 34                                                               | 0,30 % | 25        | 0,25 % | 35        | 0,30 % | 19                | 0,15 % |
| Hexazinon                  | nzW                 | H                         | S                          | 31                                                               | 0,31 % | 18        | 0,20 % | 16        | 0,16 % | 14                | 0,13 % |
| Ethidimuron                | nzW                 | H                         | S                          | 18                                                               | 1,40 % | 40        | 1,52 % | 18        | 0,65 % | 14                | 0,35 % |
| Terbuthylazin              | zW                  | H                         | M, S                       | 9                                                                | 0,07 % | 6         | 0,06 % | 11        | 0,09 % | 11                | 0,08 % |
| Isoproturon                | zW                  | H                         | G, S                       | 16                                                               | 0,16 % | 13        | 0,11 % | 14        | 0,14 % | 10                | 0,09 % |
| Desethyl-<br>terbuthylazin | (M)                 | -                         | -                          | 7                                                                | 0,08 % | 7         | 0,08 % | 7         | 0,07 % | 10                | 0,09 % |
| Metolachlor                | zW                  | H                         | M, S                       | 4                                                                | 0,04 % | 5         | 0,06 % | 6         | 0,06 % | 10                | 0,09 % |
| Propazin                   | nzW                 | H                         | M, S                       | 16                                                               | 0,14 % | 9         | 0,12 % | 16        | 0,15 % | 8                 | 0,07 % |
| 2,4-DP<br>(Dichlorprop)    | zW                  | H                         | G, S                       | 5                                                                | 0,05 % |           |        | 7         | 0,07 % | 6                 | 0,08 % |
| Metalaxyl                  | zW                  | F                         | M, S                       | 8                                                                | 0,18 % | 3         | 0,07 % | 5         | 0,07 % | 6                 | 0,07 % |
| Glyphosat                  | zW                  | H                         | M,R,G,S                    | 1                                                                | 0,18 % | 5         | 0,32 % | 7         | 0,24 % | 6                 | 0,14 % |
| MCPA                       | zW                  | H                         | G, S                       | 1                                                                | 0,01 % | 1         | 0,01 % | 4         | 0,04 % | 6                 | 0,06 % |
| Metazachlor                | zW                  | H                         | R, S                       | 3                                                                | 0,03 % | 7         | 0,07 % | 14        | 0,12 % | 5                 | 0,04 % |
| Prometryn                  | nzW                 | H                         | S                          | 7                                                                | 0,23 % | 8         | 0,13 % | 4         | 0,10 % | 4                 | 0,10 % |

| Wirkstoff<br>Metabolit | Status <sup>a</sup> | Be-<br>reich <sup>d</sup> | Kul-<br>turen <sup>e</sup> | Absolute und relative <sup>b</sup> Fundhäufigkeit im Grundwasser |        |           |        |           |        |           |        |
|------------------------|---------------------|---------------------------|----------------------------|------------------------------------------------------------------|--------|-----------|--------|-----------|--------|-----------|--------|
|                        |                     |                           |                            | 2001-2005                                                        |        | 2006-2008 |        | 2009-2012 |        | 2013-2016 |        |
|                        |                     |                           |                            | Anz.                                                             | %      | Anz.      | %      | Anz.      | %      | Anz.      | %      |
| Chlortoluron           | zW                  | H                         | G                          | 3                                                                | 0,03 % | 5         | 0,05 % | 6         | 0,07 % | 4         | 0,06 % |
| Ethofumesat            | zW                  | H                         | S                          | 3                                                                | 0,16 % | 4         | 0,10 % | 3         | 0,10 % | 4         | 0,11 % |
| Lenacil                | zW                  | H                         | S                          | 9                                                                | 0,58 % | 10        | 0,54 % | 7         | 0,30 % | 3         | 0,10 % |
| Fenuron                | nzW                 | H                         | S                          | 3                                                                | 0,27 % | 4         | 0,20 % | 6         | 0,26 % | 3         | 0,13 % |
| Oxadixyl               | nzW                 | F                         | S                          | 1                                                                | 0,12 % | 2         | 0,27 % | 7         | 0,41 % | 3         | 0,13 % |
| Chloridazon            | zW                  | H                         | S                          | 1                                                                | 0,02 % | 8         | 0,11 % | 9         | 0,12 % | 1         | 0,01 % |
| 2,4-D                  | zW                  | H                         | M,R,G,S                    | 5                                                                | 0,08 % | 0         | 0,00 % |           |        | 1         | 0,02 % |

<sup>a</sup> Zulassungsstatus (Ende der letzten Berichtsperiode): zW = Wirkstoff (PSM) zugelassen; nzW = Wirkstoff (PSM) nicht zugelassen; (M) = Metabolit eines zugelassenen Wirkstoffs, (M) = Metabolit eines nicht zugelassenen Wirkstoffs.

<sup>b</sup> Relative Fundhäufigkeit: Anzahl Messstellen mit Befund >0,1 µg L<sup>-1</sup> bezogen auf die Gesamtzahl der Messstellen, in denen der betreffende Wirkstoff in der jeweiligen Berichtsperiode analysiert wurde.

<sup>c</sup> ohne Funde von Nebenprodukten; ohne Alachlor.

<sup>d</sup> Anwendungsbereiche: H = Herbizid, F = Fungizid.

<sup>e</sup> Kulturarten: M = Mais, R = Raps, G = Getreide, S = Sonstige.

<sup>f</sup> Reihenfolge nach absoluter Fundhäufigkeit in der letzten Berichtsperiode 2013-2016.

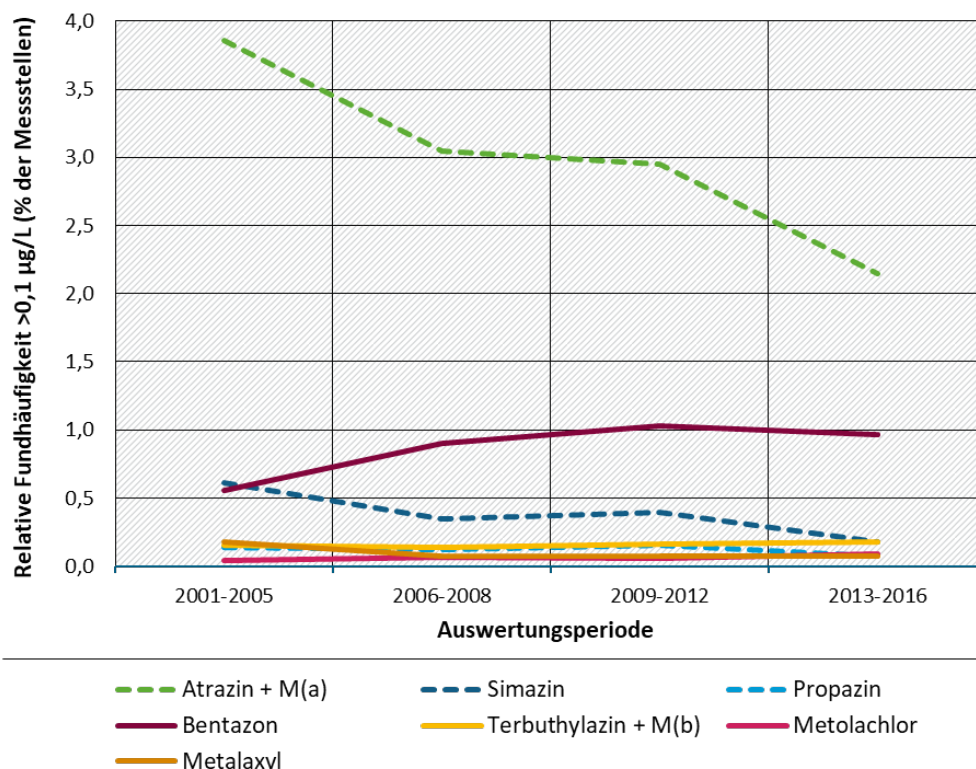
Bei 25 der 28 Substanzen in Tabelle 11 handelt es sich um PSM-Wirkstoffe und drei Substanzen sind deren Metabolite, 10 Wirkstoffe sind zum Stichtag Ende des letzten Auswertungszeitraums ohne Zulassung. Die 15 zugelassenen Wirkstoffe werden (bis auf eine Ausnahme) als Herbizide eingesetzt, die meisten Substanzen kommen im Anbau mehrerer Kulturarten zum Einsatz: von den zugelassenen Wirkstoffen können acht im Getreideanbau angewendet werden, sechs im Maisanbau, drei im Rapsanbau und 14 im Anbau sonstiger Kulturen. Eine eindeutige Zuordnung eines Wirkstoffs zu einer einzigen Kulturart ist nur in vier Fällen gegeben.

Insgesamt sind die Fundhäufigkeiten im Grundwasser seit der Auswertungsperiode 1996-2000 stetig zurückgegangen, sowohl bei Betrachtung der Substanzen insgesamt als auch in Bezug auf die häufigsten Wirkstoffe (Tabelle 11). Es fällt auf, dass unter den zehn Substanzen, die in der jüngsten Periode 2013-2016 am häufigsten im Grundwasser >0,1 µg L<sup>-1</sup> gefunden wurden, acht Wirkstoffe (bzw. deren Metabolite) vertreten sind, die nicht mehr zugelassen sind. Wirkstoffe bzw. Metabolite, die (auch) im Maisanbau verwendet wurden bzw. noch werden, werden in jedem der Betrachtungszeiträume mit am häufigsten gefunden.

### Auswertung der Wirkstoffe mit Anwendung im Maisanbau

Von den zugelassenen Wirkstoffen der Tabelle 11, die als Herbizide im Maisanbau eingesetzt werden, wird für Bentazon, Metalaxyl, Metolachlor und Terbuthylazin der Verlauf der Fundhäufigkeiten in den vier Auswertungsperioden dargestellt, um einen möglichen Effekt der Ausweitung des Maisanbaus in den 2000er Jahren auf die PSM-Grundwasserbelastung zu erfassen (Abbildung 19). Daneben wird auch der Wirkstoff 2,4-D in Mais eingesetzt, der jedoch nur sehr selten im Grundwasser nachgewiesen wird, sowie der Wirkstoff Glyphosat, der jedoch ein außerordentlich breites Einsatzspektrum im Ackerbau in Deutschland aufweist und für die Kulturart Mais nicht spezifisch ist; auf diese beiden Wirkstoffe wird daher nicht näher eingegangen.

**Abbildung 19: Anteil der Messstellen mit Funden von Wirkstoffen und Metaboliten mit Anwendung im Maisanbau im Konzentrationsbereich  $>0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  im Grundwasser in Deutschland in vier Auswertungsperioden (LAWA 2003, 2011, 2015, 2019).**



(a) Summe Fundhäufigkeiten Wirkstoff und Metabolit Desethylatrazin

(b) Summe Fundhäufigkeiten Wirkstoff und Metabolit Desethylterbuthylazin

Atrazin, Simazin, Propazin: nicht zugelassene Wirkstoffe

Eigene Darstellung; Daten: LAWA-Berichte zur Grundwasserbeschaffenheit (LAWA 2003, 2011, 2015, 2019).

Bentazon ist der mit Abstand am häufigsten nachgewiesene Wirkstoff unter den aktuell zugelassenen Pflanzenschutzmitteln mit Anwendung auch im Maisanbau. Bentazon ist der einzige Wirkstoff, der tendenziell einen Anstieg der Fundhäufigkeit im Zeitraum 2001 bis 2016 zeigt, in den letzten beiden Berichtsperioden lag die relative Fundhäufigkeit bei 1,0 %. Für die Interpretation dieser Entwicklung ist auch die Abnahme der Einsatzmenge des Wirkstoffs zu berücksichtigen, der in der Periode 2001-2005 noch in die Verkaufsmengenklasse 250-1000 t fiel und in 2003-2016 nur noch in die Klasse 25-100 t (LAWA, 2019). Da Bentazon-haltige Herbizide jedoch neben Mais auch in größerem Umfang im Getreidebau angewendet werden, kann die Zunahme der relativen Fundhäufigkeit (bezogen sowohl auf die Anzahl Messstellen als auch auf die ausgebrachte Wirkstoffmenge) nur zum Teil mit dem Maisanbau in Verbindung gebracht werden.

Terbuthylazin ist als einziges Triazin-Derivat in Deutschland zugelassen, der jährliche Absatz lag in 2013-2016 wie in den Vorperioden in der Mengenklasse 250-1000 t. Von den hier betrachteten Substanzen ist Terbuthylazin der einzige Wirkstoff, der nahezu ausschließlich in Mais ausgebracht wird und von dem daher am ehesten zu erwarten wäre, dass sich eine Zunahme der Mais-Anbauflächen in einer höheren spezifischen Fundhäufigkeit niederschlägt. Die Fundhäufigkeiten von Terbuthylazin zusammen mit dem Metabolit Desethylterbuthylazin sind von 2001-2005 bis 2013-2016 mit Werten von 0,15 % bis 0,18 % jedoch nahezu unverändert.

Metolachlor wird gegen Gräser und Hirseunkräuter im Mais- und Rübenanbau angewendet. Die Verkaufsmengen lagen in den Auswertungsperioden in der Klasse 250-1000 t. Die Fundhäufigkeit  $>0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  ist sehr gering und variiert in den vier Zeiträumen zwischen 0,04 und 0,09 %.

Das Fungizid Metalaxyl ist seit 2002 in der EU zugelassen, die Verkaufsmenge lag im Zeitraum 2006 bis 2008 in der Mengenkategorie 25-100 t, in den übrigen Zeiträumen konstant bei 10-25 t. Die relative Fundhäufigkeit des Wirkstoffs im Grundwasser ist ebenfalls sehr gering und ging von 0,18% im Zeitraum 2001-2005 auf 0,07 % in 2013-2016 zurück.

Die Triazin-Derivate Atrazin, Simazin und Propazin waren in der Bundesrepublik Deutschland (im Gebietsstand bis 1990) spätestens seit 1990 nicht mehr zugelassen (im Beitrittsgebiet zum Teil erst ab 1993). Hauptanwendungsgebiet dieser Herbizide war der Maisanbau. Atrazin zusammen mit den Metaboliten Desethylatrazin und Desisopropylatrazin gehören seitdem durchgängig zu den mit Abstand am häufigsten gefundenen Substanzen im Grundwasser in Deutschland; die Fundhäufigkeiten zeigen allerdings einen ausgeprägten Rückgang von 3,9 % im Zeitraum 2001-2005 auf 2,1 % in 2013-2016. Auch die Funde von Propazin und Simazin sind, ausgehend von einem deutlich niedrigeren Niveau, seit 2001-2005 ebenfalls rückläufig. Eine Interpretation dieser Entwicklung der Fundhäufigkeiten im Zusammenhang mit der Ausdehnung des Maisanbaus ist jedoch nicht möglich, da diese Wirkstoffe spätestens seit Anfang der 1990er Jahre (zumindest legal) nicht mehr zum Einsatz kamen.

#### **Auswertung des Wirkstoffs mit Anwendung im Rapsanbau**

Einzigster Wirkstoff in Tabelle 11 mit spezifischer Anwendung im Rapsanbau ist Metazachlor. Die Absatzmenge lag in den vier Auswertungsperioden durchgehend in der Klasse 250-1000 t. Die Fundhäufigkeiten stiegen zunächst von 0,03 % in 2001-2005 auf 0,12 % in 2009-2012, um dann im jüngsten Zeitraum 2013-2016 auf 0,04 % zurückzugehen. Ein Zusammenhang mit den Änderungen des Anbauumfangs von Raps in Deutschland ist daraus nicht abzuleiten.

### **5.3 Fazit zur Grundwasserbelastung mit Pflanzenschutzmitteln**

Eine Zunahme der Grundwasserbelastung durch einen verstärkten PSM-Eintrag mit der Ausweitung des Anbaus von Silomais und Raps ist, auf Basis der Auswertung der Häufigkeiten von Wirkstofffunden in Grundwassermessstellen in Deutschland für vier Auswertungszeiträume 2001 bis 2016, für die aktuell zugelassenen Wirkstoffe nicht zu beobachten. Die relative Fundhäufigkeit von Wirkstoffen stellt offensichtlich keine geeignete Indikatorgröße dar, um eine möglicherweise eintretende Zunahme der PSM-Grundwasserbelastung infolge einer Änderung der Anbauverhältnisse (Kulturartenanteile) zu erfassen. Die Überprüfung einer entsprechenden Hypothese ist nicht möglich, da (i) die absoluten Fundhäufigkeiten der aktuell eingesetzten Wirkstoffe insgesamt sehr niedrig sind, (ii) zwischen der Ausbringung eines Wirkstoffs auf der Ackerfläche und dem Nachweis in einer Grundwassermessstelle ein (unbekannter) Zeitverzug von Jahren bis Jahrzehnten liegt, und schließlich (iii) zusätzlich die Veränderung der Ausbringungsmengen im Zeitverlauf in die Interpretation mit einbezogen werden müsste, die aber nur in grob gestuften Klassen veröffentlicht werden.

In den 1980er Jahren war mit dem Anbau von Mais tatsächlich eine ausgeprägte, Kulturart-spezifische hohe Grundwassergefährdung verbunden, die auf die Stoffeigenschaften von Triazinen (hohe Persistenz bei gleichzeitig hoher Mobilität) in Verbindung mit deren hohen Aufwandmengen im Maisanbau zurückzuführen war. In der ersten Auswertungsperiode 1996-2000 (frühere Messungen wurden nicht systematisch ausgewertet) entfielen rund 40 % der Funde  $>0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  auf die Wirkstoffe Atrazin, Propazin, Simazin und Terbutylazin (einschl. deren Metabolite). Aus dieser Zeit hat sich möglicherweise die Wahrnehmung in der Öffentlichkeit erhalten, dass mit dem Maisanbau eine sehr hohe (intrinsische) PSM-Grundwasserbelastung verbunden sei.

Der Gesetzgeber hatte bereits in den 1980er Jahren auf das offenkundig hohe Gefährdungspotenzial der Triazine reagiert und die Wirkstoffe Atrazin, Propazin, Simazin bis spätestens 1990

verboten. Die Entwicklung der Fundhäufigkeiten von Atrazin und dessen Metaboliten seit der ersten Berichtsperiode 1996-2000 illustriert aber das ausgeprägte „Langzeitgedächtnis“ der Grundwasserkörper in Bezug auf eingetragene Schadstoffe. Die Fundhäufigkeiten  $>0,1 \mu\text{g L}^{-1}$  für Atrazin und Metaboliten von zusammen 7,4 % in 1996-2000 (LAWA 2003) sind bis zur Berichtsperiode 2013-2016 nur auf 2,2 % zurückgegangen, das heißt auch nach rund 20 Jahren sind in rund einem Drittel der ursprünglich betroffenen Messstellen Substanz-Konzentrationen oberhalb des WRRL-Schwellenwertes nachzuweisen. Die Verlagerung von Wirkstoffen aus dem durchwurzelten Bodenbereich über die ungesättigte Zone in das Grundwasser und dann im Aquifer bis zu einer Messstelle spielt sich in einer zeitlichen Größenordnung von vielen Jahren bis Jahrzehnten ab. Abbauvorgänge finden während dieser Passage des Sicker- und Grundwassers offensichtlich nur in geringerem Umfang statt. Diese Feststellung unterstreicht die herausragende Bedeutung eines vorbeugenden Schutzes der Grundwasservorkommen.

Für die Herbizide, die seit dem Verbot von Atrazin, Propazin und Simazin im Maisanbau ab 1990 eingesetzt werden, ist auf Basis der Fundhäufigkeiten in den Grundwassermessstellen der Bundesländer nicht zu erkennen, dass deren Wirkstoffe im Vergleich zu bspw. Getreideherbiziden durch ein erhöhtes Grundwassereintragsrisiko gekennzeichnet sind.

## 6 Bodenerosion und Sedimenteintrag in Oberflächengewässer durch den Anbau von Biogas-Silomais

Der Abtrag von Bodenmaterial (Erosion) durch Wasser von Landwirtschaftsflächen und der damit verbundene Transport von partikulär gebundenem Phosphor stellt eine wesentliche Eutrophierungsquelle von Oberflächengewässern dar. Die Verminderung der P-Einträge aus der Landwirtschaft in das Gewässersystem ist daher eine der zentralen Maßnahmen bei der Umsetzung der WRRL. Der Anbau von Mais gilt als besonders erosionsfördernd, da die Aussaat typischerweise nach wendender Bodenbearbeitung und in weiten Reihenabständen (>45 cm) stattfindet. Aufgrund der späten Aussaat (April bis Mai) und der langsamen Jugendentwicklung der Pflanzen sind die Böden beim Anbau von Mais gegen erosive Niederschläge im Frühjahr und Frühsommermonaten nur unzureichend geschützt (UBA, 2008). Die vorliegende Untersuchung beschränkt sich auf Mais, da mit dem Anbau von (Winter-)Raps - aufgrund der im Regelfall frühzeitigen und dichten Bedeckung der Bodenoberfläche bereits im Herbst durch die Rapspflanzen - keine erhöhte, sondern tendenziell eine verminderte Bodenabtragsgefährdung verbunden ist.

### 6.1 Methodik der Ermittlung von Bodenabtrag und Sedimenteintrag

#### 6.1.1 Bodenabtrag durch Wassererosion

Das Standardverfahren zur Abschätzung der Bodenabtragsgefährdung ist die Universal Soil Loss Equation (USLE), die in den 1940er Jahren aus umfangreichen Messungen des Bodenabtrags auf standardisierten Parzellen im Mittleren Westen der USA entwickelt wurde und mit dem Handbuch von Wischmeier and Smith (1978) weltweite Verbreitung gefunden hat. Die Allgemeine Bodenabtragsgleichung (ABAG) nach Schwertmann et al. (1990) stellt eine an mitteleuropäische Boden-, Klima- und Anbauverhältnisse angepasste Variante der USLE dar, für die die erforderlichen Eingangsgrößen in Deutschland im Regelfall aus allgemein zugänglichen Datenquellen abgeleitet werden können. Die ABAG schätzt den vieljährigen mittleren jährlichen Bodenabtrag von landwirtschaftlich genutzten Flächen durch Regen als Produkt aus sechs Faktoren:

#### Formel 1 Allgemeine Bodenabtragsgleichung

$$A = R * K * L * S * C * P$$

mit

A: zu erwartender Bodenabtrag im vieljährigen Mittel ( $t \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ )

R: Oberflächenabfluss- und Regenerositätsfaktor [ $\text{kJ m}^{-2} * \text{mm h}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ]

K: Bodenerodierbarkeitsfaktor [ $(t \text{ ha}^{-1}) / (\text{kJ m}^{-2} \text{ mm h}^{-1})$ ]

LS: Hanglängen- und Hangneigungsfaktor [-]

C: Bodenbedeckungs- und -bearbeitungsfaktor [-]

P: Faktor zur Berücksichtigung von Erosionsschutzmaßnahmen [-]

Im Rahmen des UBA-Vorhabens „Analyse von Transformationsprozessen für Phosphor zur Weiterentwicklung der bundesweiten Stoffeintragsmodellierung“ (FKZ 3718 722 110) wurde die deutschlandweite Modellierung des Bodenabtrags und des Sedimenteintrags in Oberflächengewässer weiterentwickelt. Für diese Aufgabe wurden in dem genannten Vorhaben methodische Ansätze von Halbfaß (2005) und Halbfaß und Grunewald (2008) genutzt und im Rahmen einer Weiterentwicklung in das Stoffeintragsmodell MoRE (Modeling of Regionalized Emissions) eingebunden, um den zu erwartenden Eintrag von Sediment in die Oberflächengewässer zu berechnen. Der Modellansatz und die Datenquellen sind in Gebel et al. (2020, 2021) sowie Fuchs et al. (2022) ausführlich beschrieben. Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse zu Bodenabtrag und

Sedimenteintrag in Oberflächengewässer durch den Anbau von Biogas-Silomais gehen auf diese methodischen Ansätze und das genannte UBA-Vorhaben zurück.

Ausgangspunkt der Ermittlung des **K-Faktors** (Bodenerodierbarkeitsfaktor) bildet die Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:200.000 (BUEK200; BGR o.J.) als höchstmöglich aufgelöste harmonisierte Datengrundlage für Bodeninformationen in diesem Raum. Die Legendeneinheiten (Bodenverbreitungsgebiete nach Leit- und Begleitböden) der BUEK200 wurden mit dem Digitalen Basis-Landschaftsmodell Deutschland im Maßstab 1:25.000 (Basis-DLM, GeoBasis DE; BKG 2019) verschnitten und daraus die Bodenarten für die Areale mit den Nutzungen „Ackerland“ und „Grünland“ ermittelt. Anschließend wurden für diese Areale die zugehörigen K-Faktorwerte nach Maßgabe der DIN 19708 abgeleitet. In Sachsen wurden dabei ersatzweise Profile der höher aufgelösten BK50 (LfULG Sachsen) genutzt, da die BUEK200 hier teilweise nur Profildaten von Leitbodenprofilen enthält.

Der **R-Faktor** beschreibt die Intensität und die Menge der Erosions-auslösenden Regenereignisse. Hier wird auf den von Auerswald et al. (2019) sowie Fischer et al. (2019) für die Periode 2001 bis 2017 ermittelten langjährigen mittleren R-Faktor im 1 km<sup>2</sup>-Raster auf Basis von zeitlich hoch-aufgelösten radargestützt ermittelten Niederschlagsdaten (RADKLIM-Datensatz des Deutschen Wetterdienstes DWD) zurückgegriffen.

Die Bestimmung des **LS-Faktors** erfolgt in einem zweidimensionalen Ansatz unter Nutzung eines Multiple Flow-Algorithmus nach Moore & Nieber (1991) und der GIS-Module in SAGA-GIS je Rasterzelle. Für jede Rasterzelle (Auflösung 10 m, Datenquelle: GeoBasis-DE; BKG 2019) werden erosive Oberliegergebiete abgeleitet, die durch die aus dem ATKIS-DLM extrahierten Barrieren (z.B. Wege, Straßen, Flurgrenzen) begrenzt sind.

Der **C-Faktor** bewertet die relative Bodenbedeckung einer Kulturart im Verlauf der Vegetationsperiode im Vergleich zu einem ganzjährig vegetationsfreien Acker (Schwarzbrache), dem ein C-Faktor von 1,0 zugewiesen wird. Die C-Faktorwerte sind für alle Kulturarten bzw. für typische Fruchtfolgen in Schwertmann et al. (1990) tabelliert. Der Wert des C-Faktors hängt ab (i) von:

- (i) der Dauer der Vegetationsperiode einer Kulturpflanze und der Flächendeckung der Bodenoberfläche (Blattflächenindex) in den phänologischen Stadien zwischen Saat und Ernte
- (ii) der Art der Bodenbearbeitung (wendend vs. konservierend bzw. Direktsaat), und
- (iii) den saisonalen Werten des R-Faktors, insbesondere in den Phasen mit fehlender oder geringer Bodenbedeckung.

Die Spanne des C-Faktors reicht bspw. in Bayern von 0,004 für Dauergrünland über 0,03 bis 0,04 für Getreide-Raps-Fruchtfolgen bis zu 0,56 für 100 % Reihenkulturen unter ungünstigsten Anbaubedingungen (kein Zwischenfruchtanbau, wendende Bodenbearbeitung; LfL 2019).

Unter der Annahme, dass die Anbauflächen von Mais über die Standorte in einem Betrachtungsgebiet (hier: Kreise) zufällig verteilt sind, entspricht die relative Änderung des Erosionsrisikos infolge von Silomais-Anbau dem Verhältnis des C-Wertes für Silomais zum C-Wert im Mittel der Kulturen, die in der Referenzsituation anstelle von Silomais angebaut werden (s. Kap. 2.1). Als Beitrag zum vorliegenden Projekt wurden vom Mitteldeutschen Institut für angewandte Standortkunde und Bodenschutz (MISB, Dr. M. Steininger) die C-Faktorwerte, jeweils als Mittel für die Ackerfläche der Kreise in Deutschland, für vier Varianten berechnet:

- (i) **IST 2000:** Ist-Situation der Anteile Hauptkulturarten im Jahr 2000, mit Anteil konservierende Bodenbearbeitung im Jahr 2015/16 (nach Ländern/Regierungsbezirken, Erläuterung s. u.)

- (ii) **IST 2016-2018:** Ist-Situation der Anteile Hauptkulturarten im Mittel der Jahre 2016-2018, mit Anteil konservierende Bodenbearbeitung im Jahr 2015/16
- (iii) **Szenario 2016-2018 „ohne Biogas-Mais“:** Annahme „kein Anbau von Biogas-Silomais“ in 2016-2018 (mit Anteil konservierende Bodenbearbeitung im Jahr 2015/16), und
- (iv) **Szenario 2016-2018 „100 % konservierende Bodenbearbeitung“:** mit den Anteilen der Hauptkulturarten auf dem Ackerland im Mittel der Jahre 2016-2018, aber mit Annahme „100 % konservierende Bodenbearbeitung“.

Die Ermittlung der C-Faktoren erfolgte in Abhängigkeit von der Dauer und kalendarischen Verteilung der phänologischen Stadien der Kulturarten sowie der Jahresverteilung der R-Faktoren; die Methodik ist in Wurbs und Steininger (2011) ausführlich beschrieben.

Die Angaben zum Anteil der Ackerflächen mit konservierender Bodenbearbeitung nach Bundesländern bzw. Regierungsbezirken (Tabelle 17, im Anhang) wurden ebenfalls im Rahmen des oben genannten UBA-Vorhabens für den Stand 2015/16 auf Basis vorliegender Daten aus der Agrarstrukturerhebung abgeleitet (Gebel et al. 2021, Fuchs et al. 2022, DESTATIS 2017). Der Anteil variiert demzufolge zwischen 16 % der AF in Schleswig-Holstein (ohne Berücksichtigung der Stadtstaaten) und 71 % der AF im Regierungsbezirk Chemnitz (Sachsen), im Mittel des Bundesgebietes werden 40 % der AF konservierend bearbeitet. Für frühere Jahre liegen keine entsprechenden Angaben vor. Es ist anzumerken, dass für die konservierende Bodenbearbeitung eine Mulchbedeckung der Bodenoberfläche von mindestens 30 % angenommen wird, was nach Experteneinschätzung in der Realität allerdings häufig nicht erreicht wird (M. Steininger, pers. Mittlg.). Der Wert von 40 % für das Bundesgebiet deckt sich mit dem Ergebnis einer Befragung von rund 2.600 Landwirten, wonach der Anteil der Anbaufläche, die mit Mulchsaatverfahren bestellt wurde, in 2016 für Getreide rund 48 % betrug, für Raps rund 54 % und für Mais rund 35 % (Proplanta 2017).

Es ist anzumerken, dass für die konservierende Bodenbearbeitung eine Mulchbedeckung der Bodenoberfläche von mindestens 30 % angenommen wird, was nach Experteneinschätzung in der Realität allerdings häufig nicht erreicht wird (M. Steininger, pers. Mittlg.).

Hauptkulturen bzw. Kulturartgruppen sind Winterweizen, Wintergerste, Winterroggen (einschließlich Triticale), Sommergerste (einschließlich Hafer), Winterraps, Mais, Zuckerrüben, Kartoffeln und Leguminosen. Für diese neun Kulturarten wurden die spezifischen C-Faktoren berechnet und anschließend, gewichtet mit den Anbauanteilen, der C-Faktor für die Kreise gemittelt. Die neun Kulturarten(gruppen) decken im Durchschnitt des Bundesgebiets rund 86 % der Ackerfläche ab, der dafür ermittelte C-Faktorwert wurde in den weiteren Berechnungen jeweils für die gesamte Ackerfläche eines Kreises angesetzt.

Mit dem **P-Faktor** wird die Wirkung von speziellen Erosionsschutzmaßnahmen wie bspw. Bearbeitung quer zum Hanggefälle, Verkürzung der erosiven Hanglänge und weiteren Maßnahmen in der ABAG berücksichtigt. Informationen über die flächenhafte Verbreitung derartiger Maßnahmen liegen für Deutschland jedoch nicht vor. Der P-Faktor wird daher in überregionalen Anwendungen der ABAG üblicherweise gleich 1 gesetzt, d.h. es wird angenommen, dass von den Landwirten keine speziellen Erosionsschutzmaßnahmen durchgeführt werden. Mit Blick auf die Fragestellung der Untersuchung bedeutet dies, dass die Wirkung des Silomais-Anbaus tendenziell überschätzt wird, da mit Durchführung von Erosionsschutzmaßnahmen, das heißt einem Wert von  $P < 1$  in Formel 1, die Ergebnisgrößen Bodenabtrag und Sedimenteintrag sowohl absolut als auch in der Differenz (Ist- gegenüber Referenzsituation) vermindert werden.

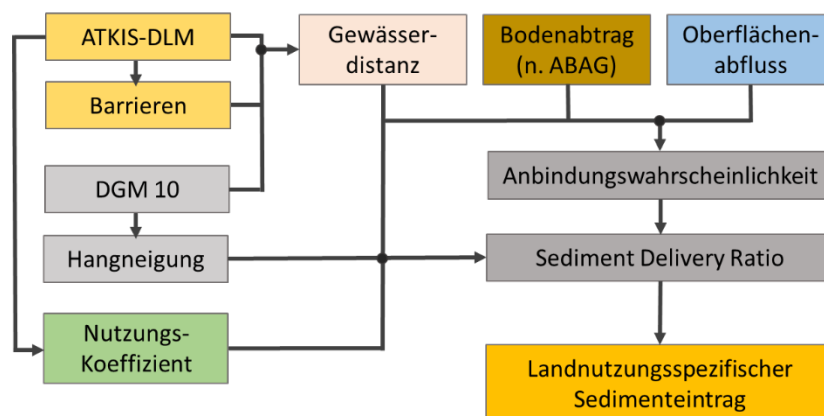
### 6.1.2 Sedimenteintrag

Für die Belastung der Oberflächengewässer durch erosive Stoffeinträge aus Ackerflächen ist der tatsächliche Sedimenteintrag in Gewässer entscheidend. Nur ein Teil des durch Wassererosion von Ackerflächen abgetragenen Bodens gelangt in die Oberflächengewässer. Die Modellierung der Sedimenteinträge in das Gewässersystem erfolgt auf Basis eines für den mittleren Maßstabsbereich entwickelten rasterbasierten Verfahrens (Halbfaß 2005; Gebel et al. 2014, 2017, 2020). Für jede Rasterzelle werden folgenden Faktoren berücksichtigt:

- ▶ Bodenabtrag durch Wasser (Kap. 6.1.1)
- ▶ Oberflächenabfluss (siehe Fuchs et al. 2022)
- ▶ Flächenanbindung an das Gewässersystem
- ▶ Gewässerdistanz
- ▶ Anbindungswahrscheinlichkeit
- ▶ Sediment Delivery Ratio (SDR).

Die Flächenanbindung beschreibt die hydrologische Konnektivität, das heißt ob der Oberflächenabfluss von einer Ackerfläche (mit dem darin transportierten Bodenmaterial) auf einem natürlichen Fließweg ein Oberflächengewässer erreichen kann, wobei Barrieren (Fließhinder-nisse) berücksichtigt werden. Die Distanz einer Erosionsfläche zum aufnehmenden Oberflächengewässer wird aus der Verfolgung der Tiefenlinien ermittelt (Ali and De Boer 2010; Freeman 1991). Rasterzellen, für die in der GIS-Analyse des DGM kein Fließweg zu einem Gewässer ermittelt und somit keine Gewässerdistanz berechnet werden kann, gelten als nicht angebunden. Die Anbindungswahrscheinlichkeit errechnet sich aus den bedingten Wahrscheinlichkeiten der Gewässerdistanz, des Bodenabtrags und des Oberflächenabflusses. Der Sedimenteintrag in ein Gewässer in Folge von Bodenerosion durch Wasser wird schließlich über das Sediment Delivery Ratio (SDR) abgeschätzt (Halbfaß und Grunewald 2008). Das SDR beschreibt den Anteil des Bodenabtrags (Bruttoabtrag) von der Fläche, der tatsächlich als Sediment in Oberflächengewässer eingetragen wird; die Differenz zwischen dem Abtrag von der Erosionsfläche und dem Sedimenteintrag entspricht der erodierten Bodenmenge, die in der Landschaft vor Erreichen eines Gewässers abgelagert wird. Abbildung 20 zeigt das Berechnungsschema.

**Abbildung 20: Schema der Ermittlung der Sediment-Einträge in die Oberflächengewässer in Deutschland mit Wassererosion nach Gebel et al. (2020).**



Darstellung nach Gebel et al. (2020); verändert.

## 6.2 Ergebnisse zu Bodenabtrag und Sedimenteintrag

Die Berechnung des Bodenabtrags und der Sedimenteinträge erfolgte für alle beschriebenen Varianten. Die Berechnungen beschränken sich auf die Wirkung der Änderung der Maisanbaufläche, da mit dem Anbau von Raps im Regelfall keine Zunahme des Bodenabtrags und Sedimenteintrags im Vergleich zu anderen Kulturen bzw. Fruchtfolgen mit geringerem Rapsanteil verbunden ist. Den Modellergebnissen zufolge betrug der Bodenabtrag von Ackerflächen (im langjährigen jährlichen Mittel) in 2000 im Mittel des Bundesgebietes  $1,53 \text{ t ha}^{-1} \text{ AF a}^{-1}$ , berechnet mit den Angaben zum Anteil konservierender Bodenbearbeitung für 2015/16. Die räumliche Verteilung im Bundesgebiet zeigt eine ausgeprägte Zunahme des Bodenabtrags vom norddeutschen Flachland über die Mittelgebirgsregionen bis zum Voralpengebiet (Abbildung 21). Das ist vorrangig auf die größere Erosivität des Niederschlags (R-Faktor) und die im Mittel stärker reliefierten Landschaften (LS-Faktor) in den südlicheren Teilen des Bundesgebietes zurückzuführen. Der Wert von  $1,53 \text{ t ha}^{-1} \text{ AF a}^{-1}$  deckt sich mit dem Ergebnis von Wurbs und Steininger (2011), die für den Zeitraum 1971-2000 eine Spannbreite des mittleren Bodenabtrags in Deutschland von ca.  $2,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ AF a}^{-1}$  mit Annahme 100 % konventioneller Bodenbearbeitung und von  $1,4 \text{ t ha}^{-1} \text{ AF a}^{-1}$  mit Annahme 50 % konservierender Bearbeitung berechneten.

Für das Mittel 2016-2018 wird, mit identischer Annahme zum Anteil konservierender Bodenbearbeitung, ein Anstieg der Bodenerosion um rund 13 % auf  $1,72 \text{ t ha}^{-1} \text{ AF a}^{-1}$  ausgewiesen (Tabelle 12). Diese Zunahme ist vorrangig auf einen Anstieg des Anbaus von Reihenkulturen (Mais, Zuckerrüben, Kartoffeln und sonstige Hackfrüchte) von 19,4 % der AF in 2000 auf 27,2 % der AF im Mittel 2016-2018 zurückzuführen. Innerhalb der Reihenkulturen hat sich der Anteil von Mais von 12,8 % der AF in 2000 auf 21,8 % der AF im Mittel 2016-2018 erheblich ausgeweitet, während der Anbauanteil der übrigen Reihenkulturen zurückgegangen ist.

Im Szenario Bodenerosion 2016-2018 „ohne Biogas-Silomais“ wird für die Silomais-Anbauflächen zur Verwendung als Gärsubstrat in den Kreisen (s. Kap. 2.x) angenommen, dass diese Flächen für den Anbau andere Kulturarten genutzt werden. Für diese Flächen werden die identischen Anbauflächenanteile der anderen Kulturarten angesetzt. Mit diesen Annahmen wird eine Verminderung der mittleren Bodenerosion um rund 11 % auf  $1,53 \text{ t ha}^{-1} \text{ AF a}^{-1}$  ausgewiesen, was dem Ausgangswert in 2000 entspricht. Der Rückgang in diesem Szenario beschreibt somit die Auswirkung des Anbaus von Biogas-Silomais auf das Erosionsgeschehen unter ceteris-paribus-Bedingungen.

Im Szenario Bodenerosion 2016-2018 mit „100 % konservierende Bodenbearbeitung“ (mit den Anbauflächenanteilen der Ist-Situation Mittel 2016-2018) im Vergleich zu rund 40 % in der Ist-Situation 2016 wird das Minderungspotenzial der Bodenabtragsgefährdung in Deutschland verdeutlicht. Der berechnete Rückgang von rund 68 % gegenüber der Ist-Situation 2016-2018 beziffert den erheblichen Rückgang der Bodenerosion, wenn die Landwirtschaft in Deutschland auf allen Ackerflächen konservierende Bodenbearbeitungsverfahren einsetzen würden. In den Abbildungen 21a) bis 21c) ist die Verteilung des Bodenabtrags in den Kreisen (im Mittel der Ackerflächen) für die Ist-Situationen in 2000 und 2016-2018 sowie das Szenario 2016-2018 „ohne Biogas-Silomais“ dargestellt. Infolge der insgesamt nur geringfügigen Änderungen in den Werten zwischen den drei Varianten treten auch in den drei Darstellungen der Abbildung 21 nur wenige Wechsel von Kreisen zwischen den fünf Bodenerosions-Klassen in Erscheinung. In Abbildung 22 ist dazu die Verteilung der Ackerflächen in Deutschland auf die fünf Klassen der Bodenerosion für diese drei Varianten widergegeben. Es ist zu erkennen, dass die Flächenanteile in den Klassen mit höherem Bodenabtrag (2-3, 3-4 und über  $4 \text{ t ha}^{-1} \text{ AF a}^{-1}$ ) in 2016-2018 jeweils um einige %-Punkte gegenüber 2000 zugenommen haben, ohne die Zunahme der Biogas-Maisanbaufläche aber annähernd konstant geblieben wären.

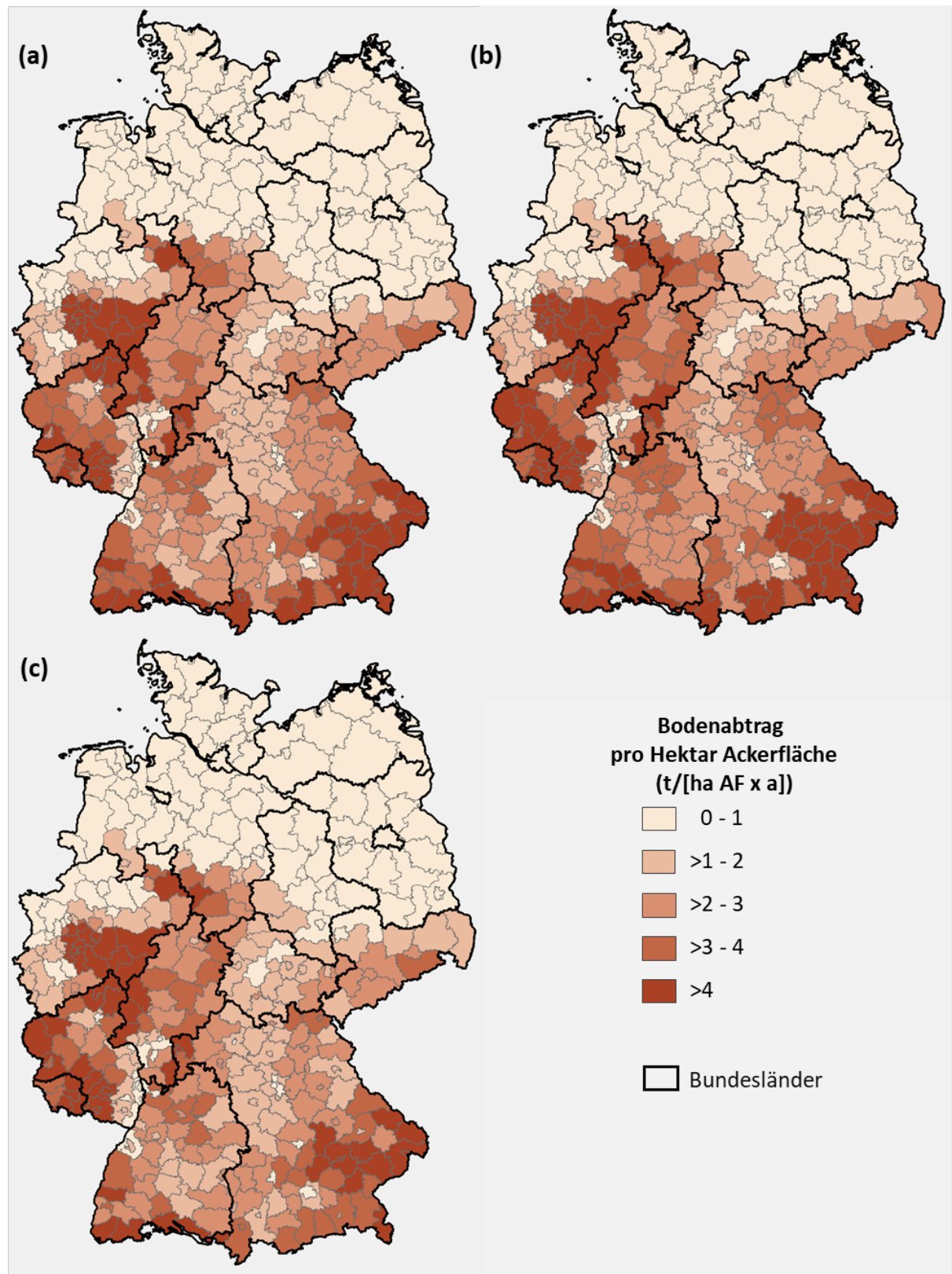
**Tabelle 12:** **Vieljähriger mittlerer Bodenabtrag durch Wasser von Ackerflächen (AF) und Sedi-  
menteintrag in Oberflächengewässer in Deutschland auf Basis der Modellierung mit  
dem weiterentwickelten MoRE-Ansatz für Bezugsjahre 2000 und 2016-2018 sowie  
für Szenarien 2016-2018 (Gebel et al. 2021; Fuchs et al. 2022).**

| Variante                                                      | Bodenabtrag (im vieljährigen Mittel)     |                                                    |                      |
|---------------------------------------------------------------|------------------------------------------|----------------------------------------------------|----------------------|
|                                                               | Summe<br>(1000 t a <sup>-1</sup> )       | Mittel<br>(t ha <sup>-1</sup> AF a <sup>-1</sup> ) | Änderung             |
| IST 2000 <sup>a</sup>                                         | 19.335                                   | 1,53                                               |                      |
| IST 2016-2018                                                 | 21.766                                   | 1,72                                               | ggü. 2000 IST 12,6%  |
| Szenario 2016-2018 "ohne Biogas-Silomais"                     | 19.316                                   | 1,53                                               | ggü. 2016 IST -11,3% |
| Szenario 2016-2018 "100 % konservierende<br>Bodenbearbeitung" | 6.928                                    | 0,55                                               | ggü. 2016 IST -68,2% |
| Variante                                                      | Sedimenteintrag (im vieljährigen Mittel) |                                                    |                      |
|                                                               | Summe<br>(1000 t a <sup>-1</sup> )       | Mittel<br>(t ha <sup>-1</sup> AF a <sup>-1</sup> ) | Änderung             |
| IST 2000 <sup>a</sup>                                         | 1.228                                    | 0,10                                               |                      |
| IST 2016-2018                                                 | 1.435                                    | 0,11                                               | ggü. IST 2000 16,9%  |
| Szenario 2016-2018 "ohne Biogas-Silomais"                     | 1.228                                    | 0,10                                               | ggü. IST 2016 -14,4% |
| Szenario 2016-2018 "100 % konservierende<br>Bodenbearbeitung" | 297                                      | 0,02                                               | ggü. IST 2016 -79,3% |

<sup>a</sup> Für Bezugsjahr 2000 ist die Bezeichnung „IST-Situation“ nicht ganz korrekt: die Angaben zum Anteil konservierender Bodenbearbeitung in den Ländern/Regierungsbezirken in 2015/16 (Tabelle 17) wurden auch für 2000 angesetzt (a) mangels entsprechender Daten für 2000 und (b) zur besseren Vergleichbarkeit der Ergebnisse 2000 zu 2016-2018.

Anmerkung zu den Abbildungen 21 und 23: Infolge der vergleichsweise geringen Änderungen der Ergebnisse zu Bodenabtrag und Sedimenteintrag zwischen den Situationen (a) Jahr 2000, (b) Mittel der Jahre 2016-2018, und (c) Mittel der Jahre 2016-2018 mit Annahme „ohne Anbau von Biogas-Silomais“ unterscheiden sich auch die jeweils drei Kartendarstellungen für die Kreise (mit 5-gestufteter Klassierung der Ergebnisse) nur geringfügig. Zur Vereinheitlichung der Aufbereitung und Darstellung der Entwicklungen - jeweils für Ausgangssituation in 2000, Zwischenstand 2010 und aktuelle Situation 2016-2018 - wurden diese Kartenbilder jedoch beibehalten. Damit soll das relativ geringe Ausmaß der Änderungen für die drei dargestellten Situationen auch graphisch verdeutlicht werden.

**Abbildung 21: Bodenabtrag von Ackerflächen (im vieljährigen Mittel) in den Kreisen in Deutschland (a) im Jahr 2000<sup>a</sup>, (b) im Mittel der Jahre 2016-2018<sup>a</sup>, (c) im Mittel der Jahre 2016-2018 mit Annahme „ohne Anbau von Biogas-Silomais“.**

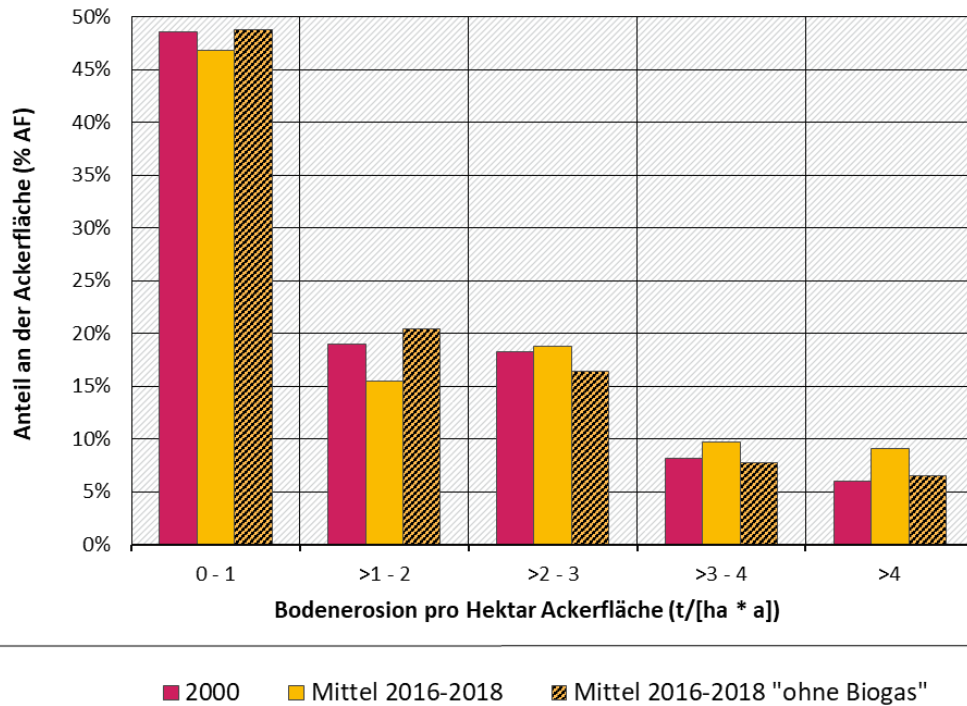


<sup>a</sup> Mit Annahmen zum Anteil konservierender Bodenbearbeitung in den Ländern/Regierungsbezirken gem. Tabelle 17

n = 402 Kreise und kreisfreie Städte in Deutschland (Stand 1.1.2016)

Berechnung: Gebel et al. (2020, 2021); Fuchs et al. (2022); eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018

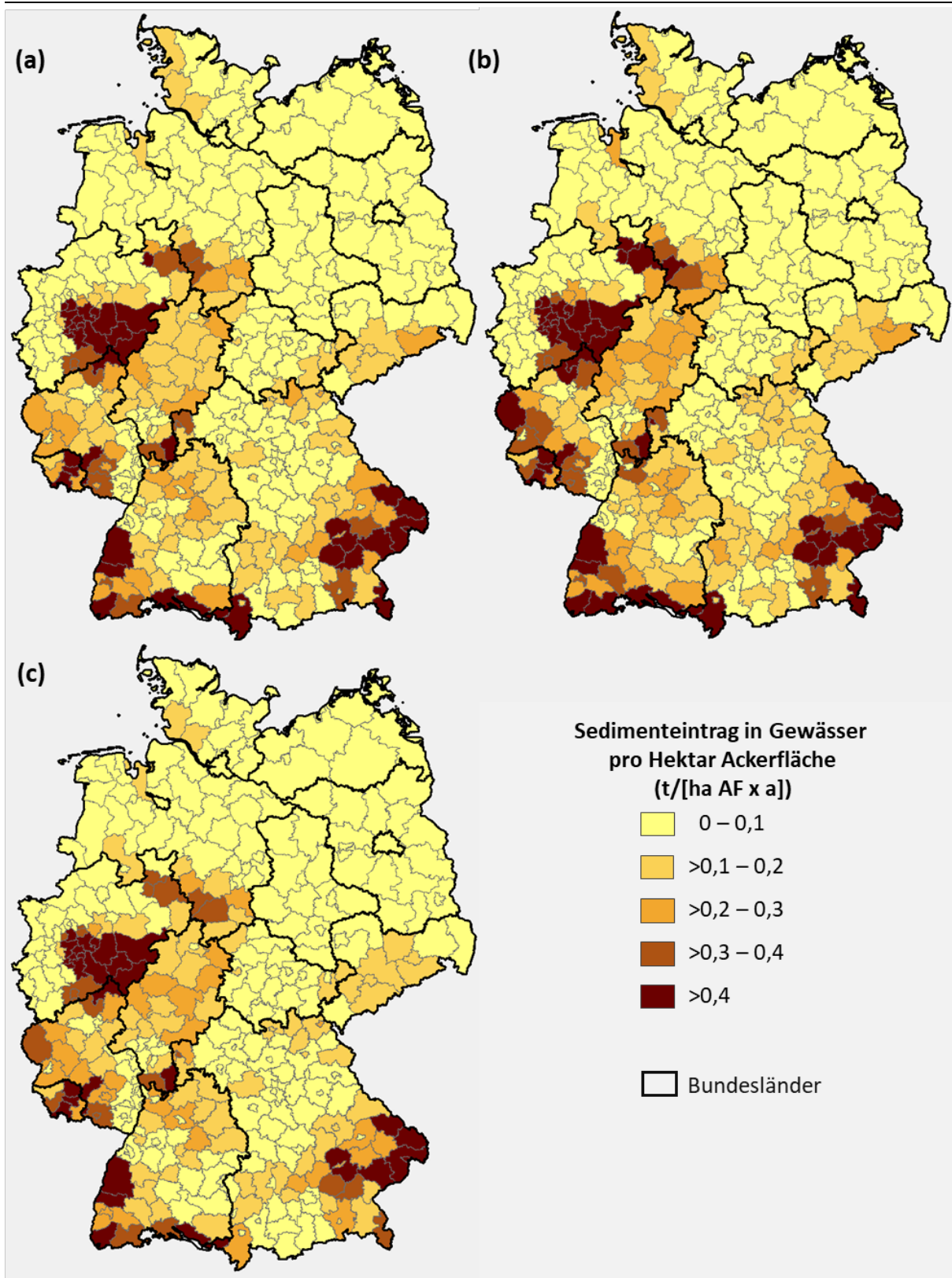
**Abbildung 22: Häufigkeitsverteilung der Bodenerosion (im vieljährigen Mittel) in den Kreisen in Deutschland, (a) im Jahr 2000, (b) im Mittel der Jahre 2016-2018, (c) im Mittel der Jahre 2016-2018 mit Annahme „ohne Anbau von Biogas-Silomais“.**



<sup>a</sup> Mit Annahmen zum Anteil konservierender Bodenbearbeitung in den Ländern/Regierungsbezirken gem. Tabelle 17. Eigene Darstellung

Der Modellierung zufolge werden von den rund 21,8 Mio. t Bodenabtrag (im vieljährigen Mittel) in 2016-2018 in Deutschland nur rund 1,4 Mio. t entsprechend  $0,11 \text{ t ha}^{-1} \text{ AF a}^{-1}$  tatsächlich in ein Oberflächengewässer eingetragen. Der weitaus größte Teil des Bodenabtrags von Ackerflächen wird im Gewässervorfeld in der Landschaft abgelagert. Dieser Sedimenteintrag entspricht 6,6 % des Bodenabtrags und ist für beide Ist-Situationen 2000 und 2016-2018 sowie das Szenario 2016-2018 „ohne Biogas-Silomais“ (nahezu) identisch, so dass auch die relativen Änderungen des Sedimenteintrags mit den Änderungen des Bodenabtrags dieser Varianten annähernd übereinstimmen. Das regionale Muster der Sedimenteinträge in den Kreisen (Abbildung 23) stimmt somit ebenfalls weitgehend mit der Verteilung des Bodenabtrags überein. Nur für das Szenario 2016-2018 mit 100 % konservierender Bodenbearbeitung wird eine etwas stärkere Verminderung des Sedimenteintrags von 79 % im Vergleich zum Rückgang der Bodenerosion berechnet (in Abbildung 23 nicht dargestellt).

**Abbildung 23: Sedimenteintrag in Gewässer (im vieljährigen Mittel) über Bodenerosion in den Kreisen in Deutschland (a) im Jahr 2000<sup>a</sup>, (b) im Mittel der Jahre 2016-2018<sup>a</sup>, (c) im Mittel der Jahre 2016-2018 mit Annahme „ohne Anbau von Biogas-Silomais“.**



<sup>a</sup> Mit Annahmen zum Anteil konservierender Bodenbearbeitung in den Ländern/Regierungsbezirken gem. Tabelle 17.

n = 402 Kreise und kreisfreie Städte in Deutschland (Stand 1.1.2016)

Berechnung: Gebel et al. (2020; 2021); Fuchs et al. (2022); eigene Darstellung; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018

### 6.3 Fazit zu Bodenerosion und Sedimenteintrag

Mit der hier verwendeten Methodik wird ein Anstieg der Bodenerosion (im vieljährigen Mittel) in den Kreisen um rund 13 % zwischen 2000 und Mittel 2016-2018 berechnet. Da die übrigen Faktoren der ABAG (einschließlich der Annahme zum Anteil konservierender Bodenbearbeitung) dabei konstant gehalten wurden, ist diese Zunahme ausschließlich auf die Änderung des C-Faktors zurückzuführen, der wiederum den Anstieg des Anteils von Reihenkulturen an der Ackerfläche von 19,4 % AF in 2000 auf 27,2 % AF im Mittel 2016-2018 widerspiegelt. Die Zunahme der Bodenerosion ist somit eine direkte Folge des Zuwachses an Silomais-Anbaufläche, wobei diese Zunahme sogar noch größer ausgefallen wäre, wenn nicht der Zuwachs an Maisfläche durch den Rückgang des Anbaus anderer Reihenkulturen (Zuckerrüben, Kartoffeln) seit 2000 zu einem gewissen Teil kompensiert wurde. Die Gegenüberstellung der Kreise mit dem höchsten (absoluten) Zuwachs des Silomais-Anteils und der Kreise mit der größten (absoluten) Zunahme des Bodenabtrags in Tabelle 13 verdeutlicht, dass im regionalen Vergleich die natürlichen Standortfaktoren (Erosivität der Niederschläge, Erodibilität des Bodens, Hanglänge und -neigung) das Erosionsgeschehen (bzw. präziser die Erosionsgefährdung) deutlich stärker prägen als der Mais-Anteil. Unbeschadet dessen spielt daneben aber auch der Anteil der Mais-Anbaufläche eine Rolle.

**Tabelle 13: Gegenüberstellung der fünf Landkreise mit der größten Zunahme des Silomais-Anteils an der Landwirtschaftsfläche und mit der größten Zunahme des mittleren Bodenabtrags pro Hektar Ackerfläche von 2000 bis Mittel 2016-2018.**

| Landkreis                                                     | LF insgesamt<br>2016-2018<br><br>(ha) | Silomais-<br>Anteil an der LF<br>2016-2018<br><br>(% LF) | Zunahme<br>Silomais-<br>Anteil LF<br><br>$\Delta$ (%-Pkt. LF) | Bodenabtrag<br>pro Hektar<br>Ackerfläche<br>2016-2018<br>(t ha <sup>-1</sup> AF a <sup>-1</sup> ) | Zunahme<br>Bodenabtrag<br>Ackerfläche<br><br>$\Delta$ (t ha <sup>-1</sup> AF a <sup>-1</sup> ) |
|---------------------------------------------------------------|---------------------------------------|----------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Kreise mit der größten Zunahme des Silomais-Anteils an der LF |                                       |                                                          |                                                               |                                                                                                   |                                                                                                |
| Rotenburg (Wümme)                                             | 126.042                               | 39,2 %                                                   | 23,7 %                                                        | 0,18                                                                                              | 0,05                                                                                           |
| Celle                                                         | 52.227                                | 26,3 %                                                   | 21,4 %                                                        | 0,31                                                                                              | 0,08                                                                                           |
| Heidekreis                                                    | 69.453                                | 25,2 %                                                   | 18,6 %                                                        | 0,21                                                                                              | 0,07                                                                                           |
| Grafschaft Bentheim                                           | 58.296                                | 40,5 %                                                   | 17,0 %                                                        | 0,14                                                                                              | 0,01                                                                                           |
| Cloppenburg                                                   | 95.505                                | 36,1 %                                                   | 15,7 %                                                        | 0,27                                                                                              | 0,03                                                                                           |
| Kreise mit der größten Zunahme des Bodenabtrags               |                                       |                                                          |                                                               |                                                                                                   |                                                                                                |
| Olpe                                                          | 14.993                                | 4,3 %                                                    | 3,1 %                                                         | 20,95                                                                                             | 7,33                                                                                           |
| Oberbergischer Kreis                                          | 30.344                                | 6,1 %                                                    | 3,2 %                                                         | 19,79                                                                                             | 3,62                                                                                           |
| Hochsauerlandkreis                                            | 52.727                                | 7,5 %                                                    | 5,0 %                                                         | 10,81                                                                                             | 2,70                                                                                           |
| Märkischer Kreis                                              | 25.975                                | 8,1 %                                                    | 3,7 %                                                         | 9,68                                                                                              | 1,96                                                                                           |
| Tuttlingen                                                    | 25.305                                | 6,0 %                                                    | 4,1 %                                                         | 6,13                                                                                              | 1,68                                                                                           |

Die fünf höchsten Zuwächse des Silomais-Anteils erreichen bis zu rd. 24 %-Pkt. LF, die Zunahme der Bodenerosion in diesen Kreisen liegt sich jedoch mit unter 0,1 t ha<sup>-1</sup> AF a<sup>-1</sup> auf einem niedrigen Niveau. Die fünf Kreise mit der größten Zunahme des Bodenabtrags (im Maximum 7,33 t ha<sup>-1</sup> AF a<sup>-1</sup>), die gleichzeitig auch zu den Kreisen mit dem höchsten Bodenabtrag absolut gehören, sind dagegen durch eher geringe Zunahmen des Silomais-Anteils zwischen rund 3 bis 5 %-Pkt. LF gekennzeichnet. Mit anderen Worten, die Gewässergefährdung durch Bodenerosion und Se-

dimmenteintrag aus der Landwirtschaft wird, im regionalen Vergleich, maßgeblich von den Standorteigenschaften bestimmt, der Anbauanteil von (Biogas-)Silomais ist demgegenüber eher nachrangig.

Diese Bewertung darf allerdings nicht davon ablenken, dass ein erheblicher Rückgang der Bodenerosion und des Sedimenteintrags in Oberflächengewässer möglich wäre, wenn die Landwirtschaft in Deutschland flächendeckend Erosionsminderungsmaßnahmen umsetzen würde (Mal et al. 2015). Den Ergebnissen des Szenarios „100 % konservierende Bodenbearbeitung“ zufolge könnte dadurch der Bodenabtrag um rd. 68 % und der Sedimenteintrag sogar um rd. 79 % reduziert werden. Das Ergebnis der Proplanta-Befragung (2017) unterstreicht zudem, dass der Maisanbau dabei das größte Minderungspotenzial aufweist, für den mit nur rund 35 % der geringste Flächenanteil mit Mulchsaatverfahren genannt wurde.

## 7 Maßnahmen, Ausblick und Fazit

### 7.1 Bewertung des Energiepflanzenanbaus in der Literatur

Mais als Kulturpflanze zeichnet sich aus pflanzenbaulicher Sicht durch einen hohen Biomasseertrag (und damit Energieertrag) bei gleichzeitig guter Wasser- und Nährstoffeffizienz und geringen Standortansprüchen aus. Der Anbau von Silomais hat seit den 1990er Jahren durch züchterische Anpassungen sowie durch verfahrenstechnische Verbesserungen von Anbau und Ernte stark an Vorzüglichkeit gegenüber anderen Kulturen gewonnen. In Verbindung mit den Anreizen des EEG zum Ausbau der Biogasenerzeugung wurde der Maisanbau seit Anfang der 2000er Jahre daher erheblich ausgeweitet (s. Abbildung 5). Zu dieser Entwicklung haben sich aber frühzeitig auch zahlreiche Fachleute kritisch geäußert und auf die möglichen zusätzlichen Umweltbelastungen durch den verstärkten NawaRo-Anbau hingewiesen; Goldschneider et al. (2021) monieren beispielsweise "Deutschland ähnelt in vielen Regionen mittlerweile einem großen Maisfeld". Im Folgenden werden eine Reihe von Veröffentlichungen angeführt (ohne Anspruch auf Vollständigkeit), in denen verschiedene Gefahren durch den Anbau von Energiepflanzen angesprochen wurden. Die meisten Veröffentlichungen konzentrieren sich auf Mais bzw. Silomais, Raps wurde eher selten erwähnt.

In **synoptische Bewertungen** wie bspw. KLU (2013) werden als Gefahren eines verstärkten Maisanbaus einseitige Fruchtfolgen, Erosionsgefahr, Humusabbau, Grünlandumbruch, Nitratauswaschung in die Gewässer, Verlust an Biodiversität, Pflanzenschutzmitteleinträge in Gewässer, Veränderung des Landschaftsbildes und erhöhte Treibhausgas-Emissionen aufgeführt. Die KBU (2008) bewertet den Maisanbau als die NawaRo-Kultur mit der stärksten Gefährdung bzw. Beeinträchtigung in Bezug auf Erosion, Gewässereutrophierung, PSM-Belastung sowie Verlust an Artenvielfalt und Lebensräumen. Der Anbau nachwachsender Rohstoffe zielt hauptsächlich auf hohe Biomasseerträge ab, so dass große Mengen an Pflanzenschutz- und Düngemitteln eingesetzt werden und enge Fruchtfolgen oder Monokulturen sowie intensive Bodenbearbeitung den Anbau prägen. In der Folge nimmt die Belastung der natürlichen Ressourcen wie Wasser, Boden und Biodiversität sowie der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen in Gewässer zu (Fernando et al. 2010; Scheffran 2010). Campbell und Doswald (2009) weisen darauf hin, dass das Ausmaß der negativen Effekte auf die Umwelt von der Anbauweise abhängt und je nach Standort variiert. Die unmittelbare Zuordnung von diffusen Effekten zum Energiepflanzenanbau ist nach Nitsch et al. (2008) nicht immer möglich.

Entrup und Kivelitz (2020) zufolge zeichnet sich Mais durch einen geringen Bodenanspruch und eine hohe Selbstverträglichkeit aus. Dies ermöglicht den Anbau als Monokultur oder in engen **Fruchtfolgen**, obgleich als maximaler Anteil an der Fruchtfolge höchstens 50 % empfohlen werden (Pickert 2008). Einer Befragung von Landwirtschaftsbetrieben in Niedersachsen zufolge haben sich durch den Ausbau der Energiepflanzenenerzeugung die Fruchtfolgen verändert, hauptsächlich wurden winterannuelle Pflanzen wie Winterweizen (62 %), Winterraps (17 %) und Wintergerste (8 %) durch Energiepflanzen verdrängt. Der Anbau von Silomais ermöglicht jedoch auch die Aufweitung von getreidereichen Fruchtfolgen, das Kulturartenspektrum stieg bei 50 % der Betriebe durch den Anbau von Energiepflanzen durchschnittlich von 3,5 auf 4 Kulturarten je Betrieb an (Karpenstein-Machan und Weber, 2010). Auch Nitsch et al. (2008) beobachteten in Ackerbauregionen eine Ausweitung getreidebetonter Fruchtfolgen. Gleichzeitig werden jedoch extensive Getreidearten wie Hafer, Menggetreide und Sommergerste verdrängt (Gömann et al. 2013). In Veredelungsregionen mit bereits hohem Anteil an Futtermais führt der verstärkte Anbau von Silomais dagegen zu einer weiteren Verengung der Fruchtfolgen. Insbesondere im direkten Umkreis von Biogasanlagen ist eine Ausweitung des Maisanbaus (und anderer Energiepflanzen) zu beobachten (Nitsch et al. 2008). Stein und Steinmann (2018) stellten fest, dass der

Anbau von Silomais in Niedersachsen einerseits vereinfachte Fruchtfolgen und Monokulturen begünstigt, andererseits aber auch als Element vielfältiger Fruchtfolgen eingesetzt wird. Entscheidend für die Folgewirkung des Energiepflanzenanbaus ist daher, welche Kulturarten substituiert werden (Wiehe et al. 2009).

Mais gilt als besonders gefährdet für **Bodenerosion** durch Wasser, da die Aussaat typischerweise nach intensiver Bodenbearbeitung und in weiten Reihenabständen (>45 cm) stattfindet (NLWKN, 2010). Infolge der späten Jugendentwicklung ist der Ackerboden nicht gegen erosive Niederschläge in den Sommermonaten geschützt (KBU 2008). Im Vergleich zu reinen Getreidefruchtfolgen wird der Bodenabtrag für Mais als viermal höher angegeben (Auerswald 1998) und nimmt bereits bei geringer Hangneigung zu (Diepenbrock et al. 2016; FNR 2009). Für einen landwirtschaftlichen Standort in Brandenburg mit konventionellem Maisanbau simulierten Vogel et al. (2016) mittlere Erosionsmengen von 6 bis 60 t ha<sup>-1</sup> für drei Niederschlagsereignisse mit unterschiedlichen Wiederintervallen; als tolerierbaren Bodenverlust setzen Schwertmann et al. (1990) 1 bis 10 t ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> an.

Eine ausgeglichene Humusbilanz trägt zur Ertragssteigerung und zum Bodenschutz bei (Blume et al. 2010). Der Anbau von Silomais gilt jedoch als **humuszehrend** (FNR 2009), da Mais einen hohen Humusbedarf aufweist (-560 bis -800 kg Corg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) und dieser nicht durch verbleibende ober- und unterirdischen Pflanzenreste nach der Ernte ausgeglichen wird. Insbesondere bei Fruchtfolgen mit einem hohen Maisanteil (>70 %) ist daher ein maßgeblicher Humusverlust zu erwarten (NLWKN 2010). Allerdings kann durch die Rückführung der Gärreste aus Biogasanlagen in Verbindung mit zusätzlicher mineralischer N-Düngung kann eine ausgeglichene Humusbilanz gewährleistet werden (NLWKN 2010). Andererseits können zu hohe Humusgehalte im Boden auch nachteilig wirken, da dadurch das Mineralisierungspotenzial und nachfolgend die Stickstoffausträge steigen. In jedem Fall ist eine bedarfsgerechte Düngung entscheidend für die Minimierung des Nährstoffaustrags unter einer Ackerfläche (NLWKN 2010).

Die europäische Umweltagentur stuft den **Nährstoffbedarf** sowohl von Mais als auch von Raps als besonders hoch ein (EEA 2007). Kleijn und Verbeek (2000) stellten fest, dass maisdominierte Fruchtfolgen in den Niederlanden mit deutlich höheren N-Einträgen als andere Fruchtfolgen bewirtschaftet wurden. Mais verfügt über eine hohe Düngeverträglichkeit, sodass auch bei erhöhten Düngemengen keine Schadsymptome durch Stickstoff-Übersorgung an den Pflanzen auftreten (Buttlar und Willms 2016). Aus technischen Gründen ist eine Düngung in einen bestehenden Maisbestand erschwert, weshalb häufig die gesamte Nährstoffmenge bereits zur Aussaat gegeben wird. Da die Jugendentwicklung und damit einhergehend die Stickstoffaufnahme der Maispflanze langsam einsetzen, kommt es zu einer suboptimalen Nährstoffverwertung (KBU 2008). Insbesondere die frühe Applikation von Gärresten auf Mais ist kritisch zu bewerten, da der Stickstoff in Gärresten überwiegend als anorganischer Stickstoff (Ammonium) vorliegt, der rasch nitrifiziert und nachfolgend leicht ausgewaschen werden kann (NLWKN 2010). Aufgrund der Toleranz von Mais gegenüber überhöhten Stickstoffgaben wird diese Kulturpflanze häufig in Gebieten mit intensiver Tierhaltung und hohem Wirtschaftsdüngeraufkommen angebaut. Die zusätzlich anfallenden Gärreste aus Biogasanlagen führen lokal zu einer Überlastung des Stickstoffkreislaufs und ansteigenden Nitratgehalten im Grundwasser (KLU 2013). Lickfett (2000) sieht die Gefahr hoher Stickstoffüberschüsse durch die N-Düngezufuhr und das Verbleiben großer Mengen von Pflanzenresten auf der Ackerfläche auch für den Rapsanbau.

Durch die hohe Stickstoffdüngung im Energiepflanzenanbau kommt es zu vermehrtem **Nitrat-eintrag** in das **Gewässersystem**. Die Messung von Reststickstoffgehalten im Boden (N<sub>min</sub>) zu Beginn der Sickerwasserperiode kann als Indikator für die potentielle Nitratauswaschung in Grundwasser verwendet werden. Einer Befragung von Experten der Wasserwirtschaftsbehör-

den in mehreren Bundesländern zufolge sind messbare Zusammenhänge zwischen Stickstoffeinträgen in das oberflächennahe Grundwasser und dem Energiepflanzenanbau bzw. Biogasanlagenbetrieb festzustellen (Buttlar und Willms 2016). Dabei wurden erhöhte  $N_{min}$ -Gehalte vergleichsweise häufiger nachgewiesen als tatsächliche Auswirkungen auf das Grundwasser. Messungen in Wasserschutzgebieten in fünf Bundesländern zeigten Buttlar und Willms (2016) zufolge einen Zusammenhang zwischen dem Ausbau der Biogasproduktion und den Nitratreinträgen in das Grundwasser. Von FNR (2009) wurden hohe Herbst- $N_{min}$ -Gehalte (nach Vegetationsende) bis zu  $90 \text{ kg N ha}^{-1}$  auf Flächen mit Silomais als Hauptfrucht gemessen und somit ein erhöhtes Nitrat-Auswaschungsrisiko festgestellt. Auch in einer Untersuchung des NLWKN (2010) zeigten sich bei langjähriger Wirtschaftsdüngerzufuhr und mit zunehmender Stickstoffdüngung steigende  $N_{min}$ -Werte, als Herbst- $N_{min}$ -Werte wurden im Mittel  $90 \text{ kg N ha}^{-1}$  für Silomais bzw.  $70 \text{ kg N ha}^{-1}$  für Raps gemessen, was die Reststickstoffgehalte unter Getreide- und Grünlandflächen deutlich überstieg. Daraus resultierten ebenfalls erhöhte Nitratkonzentration im Sickerwasser unter Ackerflächen mit Mais ( $104 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) und Raps ( $81 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) im Vergleich zu Getreide und Grünland (35 bis  $75 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$ ) (NLWKN 2010). Unter einer Maismonokultur nach Grünlandumbruch wurden noch wesentlich höhere Werte von ca.  $160 \text{ mg NO}_3 \text{ L}^{-1}$  erwartet (NLWKN 2010).

UBA (2008) zufolge werden meist die maximal zulässigen Mengen an **Pflanzenschutzmitteln** zu NawaRo's ausgebracht, da hohe Erträge beim Anbau von nachwachsenden Rohstoffen bedeutender sind als eine hohe Produktqualität. Aufgrund der zunächst geringen Konkurrenzkraft von Mais durch die späte Jugendentwicklung und Bodenbedeckung und den erhöhten Unkrautdruck erfordert der Maisanbau die Applikation von Herbiziden bereits vor der Aussaat (NLWKN 2010). In Mais-Monokulturen erhöht sich zudem das Risiko eines Befalls mit Schädlingen, Pilzkrankheiten und Unkräutern (Stein und Steinmann, 2018), was ebenfalls einen erhöhten PSM-Aufwand erfordert. Da Raps von zahlreichen Krankheiten und Schädlingen befallen werden kann, werden im Vergleich zu anderen Ackerkulturen erhebliche Insektizid- und Fungizid-Mengen ausgebracht (EEA 2007; Nitsch et al. 2008). Nach der Umwandlung von Grünland zu Ackerland ist der Bedarf an Herbiziden in den ersten Jahren in besonderem Maße erhöht (Gutsche 2012). Nordborg et al. (2014) stufen auf der Basis von Modellrechnungen die potentielle Ökotoxizität des Rapsanbaus für Oberflächengewässer im Vergleich zu Mais als wesentlich höher ein. Bunzel et al. (2014) gehen davon aus, dass der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen nicht zwangsläufig erhöhte PSM-Mengen nach sich zieht. Die möglichen Auswirkungen hängen hauptsächlich von der Gestaltung der Anbausysteme ab, beispielsweise kann der Anbau von Silomais das phytopathogene Potenzial sowie den Einsatz von Fungiziden und Insektizide in getreidereichen Fruchtfolgen reduzieren (Bunzel et al. 2014; Karpenstein-Machan und Weber 2010).

In den letzten Jahren hat das Thema **Insektensterben** – nicht nur in der Agrarlandschaft, aber dort insbesondere – große Aufmerksamkeit in der Öffentlichkeit gefunden. Auslöser dafür war die sogenannte Krefelder Studie (Hallman et al. 2017), die als erste Langzeitstudie über einen Zeitraum von 27 Jahren einen Rückgang der Biomasse fliegender Insekten um 75 % in Naturschutzgebieten in drei Bundesländern zeigte. Das Bundesamt für Naturschutz (BfN 2017) führt eine Reihe von Untersuchungen zum Rückgang von Insektenpopulationen und zum Verschwinden von Arten in der Agrarlandschaft an. Darüber hinaus sieht das BfN einen unmittelbaren Zusammenhang zwischen dem Rückgang der Insektenpopulationen und den überproportionalen Bestandsrückgängen bei den Kleininsekten und Spinnen fressenden Vogelarten.

Der **Rückgang der Vogelpopulationen** in der Agrarlandschaft wird vom BfN (2017) weiterhin zurückführt auf eine intensivierte Nutzung der Flächen, den Wegfall von Ackerbrachen, vergrößerte Ackerschläge und fehlende Randstreifen. Insbesondere die über die Jahre hinweg ver-

stärkte Dominanz einzelner, intensiv geführter Kulturarten (häufig zulasten Anbaus von extensiveren Sommer-Kulturen) und den zunehmenden Anbau von Energiepflanzen, insbesondere Mais, werden als Ursachen dafür gesehen (Wahl et al. 2015).

Ein besonderes Thema innerhalb der Problemfelder Pflanzenschutzmittel und Insektensterben stellt der Einsatz von PSM-Wirkstoffen aus der Substanzklasse der Neonicotinoide dar. Neonicotinoide werden als Beizmittel sowie zur Boden- und Blattbehandlung eingesetzt, unter anderem auch in Mais und Raps, und standen schon seit Mitte der 2000er Jahre im Verdacht, für das **Bienensterben** mitverantwortlich zu sein. Einer breiteren Öffentlichkeit in Deutschland wurden das Problem erstmals 2008 bekannt, als das PSM Clothianidin (ein Neonicotinoid) nach Ausbringung als Beizmittel für Mais-Saatgut am Oberrhein ein massives Bienensterben verursachte. Die EU schränkte daraufhin 2013 die Verwendung der drei Neonicotinoide Clothianidin, Thiamethoxam und Imidacloprid ein, seit 2018 ist ihr Einsatz im Freiland vollständig verboten, seit 2020 auch der Einsatz des Neonicotinoids Thiacloprid.

Auch die verfügbare **Wassermenge** kann durch den Maisanbau beeinflusst werden (Meyer et al. 2007). Als C4-Pflanze verfügt Mais mit  $190 \text{ L H}_2\text{O kg}^{-1} \text{ TM}$  über einen geringeren spezifischen Evapotranspirationskoeffizienten im Vergleich bspw. zu Winterweizen ( $370 \text{ L H}_2\text{O kg}^{-1} \text{ TM}$ ) und Raps ( $290 \text{ L H}_2\text{O kg}^{-1} \text{ TM}$ ) (Rothe et al. 2005), aufgrund langer Vegetationszeit und hohem Biomassezuwachs ist der absolute Wasserbedarf von Mais dennoch höher (DWA 2010; Eulenstein et al. 2011). Der Maisanbau kann daher Wasserressourcen verknappen und somit auf lokaler Ebene den Gebietswasserhaushalt beeinträchtigen (EEA 2007; Meyer et al. 2007). Goldschneider et al. (2021) äußern die Befürchtung, dass aufgrund des Klimawandels mit häufigeren und längeren Trockenphasen in Deutschland gerechnet werden muss, in deren Folge dann die Bewässerung von Maisfeldern ausgeweitet wird, wodurch ein erheblicher zusätzlicher Druck auf die Ressource Grundwasser entstehen wird.

Der landwirtschaftliche Energiepflanzenanbau emittiert selbst **Treibhausgase** (Walter et al. 2015). Die Ausbringungsmenge von N-Düngemitteln beeinflusst unmittelbar die  $\text{N}_2\text{O}$ -Emission aus Böden (Don et al. 2012). Unter Ackerflächen mit Maisanbau wird  $\text{N}_2\text{O}$  stärker emittiert im Vergleich zu Getreide oder Grünland (Wienforth et al. 2012). Eulenstein et al. (2011) ermitteln für Silomais Lachgas-Emissionen zwischen  $0,92$  und  $8,24 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , wobei mit steigender Düngemittelgaben die Freisetzung zunimmt. Für Raps werden geringere Werte zwischen  $0,72$  und  $2,05 \text{ kg N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  angegeben. Bodenverdichtungen können zusätzlich weitere Lachgasemissionen hervorrufen (Don et al. 2012). Vergleichsweise hohe  $\text{N}_2\text{O}$ -Emissionen treten darüber hinaus auf organischen Böden auf (Fehrenbach et al. 2016).

Im Gegensatz zu Lachgasemissionen ist die Freisetzung von  $\text{CO}_2$  hauptsächlich bedingt durch **Landnutzungsänderungen** und der daraus resultierenden Veränderung der Kohlenstoffvorräte (Don et al. 2012). Die Menge des emittierten Kohlenstoffs hängt vom organisch gebundenem Kohlenstoffanteil im Boden ab. Nach dem Umbruch von Grünland zu Ackerfläche ist in der gemäßigten Klimazone mit einem Verlust von organischem Kohlenstoff im Boden von  $36 \pm 5 \%$  zu erwarten (Poeplau et al. 2011). Diese Abnahme ist über einen Zeitraum von ca. 20 Jahren verteilt, sodass für die Silomaisproduktion auf umgebrochenem Grünland eine jährliche Freisetzung von rund  $5,5 \text{ t CO}_2\text{eq ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  geschätzt wird (Fargione et al. 2008).

Nitsch et al. (2008) zufolge sind aufgrund der expandierenden Energiepflanzenproduktion und damit steigendem Flächenbedarf zunehmend direkte oder indirekte Landnutzungsänderungen zu verzeichnen. In Deutschland stellt in diesem Zusammenhang der **Umbruch von Dauergrünland** und die In-Nutzungnahme von Stilllegungsflächen die bedeutendsten Landnutzungsänderungen dar (Nitsch et al. 2008). Die Untersuchungen von Laggner et al. (2014) sowie Osterburg und Röder (2013) kamen zu dem Schluss, dass Grünlandumbruch vermehrt im näheren Umkreis von Biogasanlagen zu beobachten ist. Nach Nitsch et al. (2009) wurde nach Grünlandumbruch

auf den neu geschaffenen Ackerflächen vor allem Mais angebaut. Der Verlust an Dauergrünland zugunsten von Silomaisanbauflächen war vor allem im Nordwesten und Südosten Deutschlands zu beobachten, im Vergleich zu 2003 verringerten sich bis 2010 die Anteile von Grünland an der Landesfläche um 6 % in den betroffenen Regionen (Gömann et al. 2013). Auch das NLWKN (2010) stellt einen Zusammenhang der Biogas- und Biokraftstoffproduktion mit den rückläufigen Grünlandflächen den Bundesländern Bayern, Schleswig-Holstein und Niedersachsen fest. Besonders waren davon Grünlandflächen auf Böden mit einem hohen Anteil organischer Substanz (Gleyböden, Hochmoor) betroffen (Osterburg und Röder 2013). Rothe et al. (2010) zufolge ist der Rückgang der Grünlandfläche ein langfristig laufender Prozess, für den viele unterschiedliche Gründe zu nennen sind. Dazu zählen die hohen Agrarpreise der letzten Jahre, der Strukturwandel in der Milchproduktion oder die Förderung der NawaRo-Produktion. Hinzu kommen im Jahr 2005 eingeführte, förderrechtliche Veränderungen, durch die eine Umwandlung von Grünlandflächen erleichtert wurde, ohne dass die Prämienberechtigung in Frage gestellt wird. Eine genaue Zuordnung von Grünlandverlusten zu einzelnen Ursachen ist auf Grundlage aggregierter agrarstatistischer Daten lt. Rothe et al. (2010) nicht möglich.

Dauergrünland erfüllt, neben der landwirtschaftlichen Produktion, verschiedene ökologische Funktionen, wie die Bereitstellung von Lebensraum und Speicherung von Kohlenstoff (Bunzel et al. 2014). Die Umwandlung von Grünland in Ackerfläche führt zu einer Mineralisation der organischen Bodensubstanz, wodurch gebundener Kohlenstoff in die Atmosphäre freigesetzt und die Auswaschungsgefährdung von Nitrat erhöht wird (Nitsch et al. 2008). Unter umgebrochenem Grünland ist eine Mineralisationsrate von 100 bis 500 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> zu erwarten (NLWKN 2010). Ergebnisse eines Grundwassermonitorings in Niedersachsen zeigten einen starken Anstieg des Nitrataustrags infolge von Grünlandumbruch: werden unter Grünland lediglich 0 bis 10 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> ausgewaschen, kommt es im ersten Jahr nach Umwandlung und anschließendem Energiemaisanbau zu einem Nitrataustrag von bis zu 180 mg NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> im Sickerwasser (NLWKN, 2010). Darüber hinaus steigt die Erosionsgefahr, da das stabile Bodengefüge durch den Umbruch zerstört wird (Rösch et al. 2007). Das Ausmaß der genannten Umweltauswirkungen variiert jedoch in Abhängigkeit von den Bodenparametern eines Standortes (Poeplau et al. 2011).

Einen gesonderten Aspekt stellt die obligatorische konjunkturelle **Flächenstilllegung** (von Ackerland) dar, die in den 1990ern in der EU als Maßnahme zur Verringerung der landwirtschaftlichen Überproduktion eingeführt worden war. Die Flächen bildeten unter anderem neue Lebens- und Rückzugsräume für Flora und Fauna in der Agrarlandschaft (NLWKN, 2010). Der Anbau von NawaRo's auf Stilllegungsflächen war von Anfang an zugelassen, wurde jedoch erst ab 1999 in größerem Umfang durchgeführt. Stilllegungsflächen wurden insbesondere für den Rapsanbau zur Biokraftstoffherstellung genutzt, der bis 2004 bis zu 95 % der NawaRo-Produktion beitrug (Rothe et al. 2010). In den Folgejahren stieg dann der von Mais-Anteil auf bewirtschafteten Stilllegungsflächen zu Lasten von Raps an (Rothe et al. 2010). Die konjunkturelle Flächenstilllegung wurde im Jahr 2008 zunächst ausgesetzt und im darauffolgenden Jahr dann voll abgeschafft wurden, so dass diese Flächen wieder in die reguläre Bewirtschaftung übernommen wurden (Nitsch et al. 2008). Eine bundeslandweite Auswertung von Flächennutzungsdaten aus den Jahren 2003–2007 zeigte, dass auch Stilllegungsflächen in FFH- und Naturschutzgebieten, in Überschwemmungsgebieten sowie auf Moorböden zunehmend für den Energiepflanzenanbau genutzt wurden (Nitsch et al. 2009). Die ackerbauliche Nutzung von Stilllegungsflächen führte somit zu einem Verlust von Lebensräumen, wodurch das Vorkommen von Arten und Lebensgemeinschaften gefährdet wird (Heißenhuber et al. 2014).

Die Verengung von Fruchtfolgen und der Verlust an Kulturartendiversität im Zuge des Maisanbaus schränken die **Habitatfunktion** der Agrarlandschaft deutlich ein (Nitsch et al. 2008; Rothe et al. 2010). Darüber hinaus nimmt der Anbau von Energiepflanzen auf umgebrochenem Grün-

land spezialisierten Pflanzen- und Tierarten den Lebensraum (Rösch et al. 2007). Da es sich dabei hauptsächlich um Flächen mit vorausgehender intensiver Bewirtschaftung und einer geringeren Artenanzahl handelt (Osterburg und Röder, 2013), sind Verluste der Biodiversität entsprechend beschränkt. Findet die Umwandlung jedoch auf ökologisch sensiblen Standorten statt, wie etwa in Natura 2000 oder Mooregebieten, ist mit erheblichen Folgen für die Biodiversität zu rechnen (Rösch et al. 2007). Untersuchungen von Reich et al. (2011) zur Habitatnutzung von Maisschlägen belegen, dass der großflächige Anbau einen negativen Effekt auf die Diversität und die Populationsdichten zahlreicher Tierarten der Agrarlandschaft (z. B. Kleinsäuger, Rebhuhn, Feldhase) haben kann. Allerdings können in die Fruchtfolge integrierte Energiepflanzenkulturen in Regionen mit wenigen Hauptanbaukulturen umgekehrt auch zur Diversifizierung der Landschaftsstruktur beitragen und die Habitatvielfalt erhöhen. In einer Literaturschau von Hötter et al. (2009) wurde festgestellt, dass Maisäcker im Vergleich zu Brachflächen und Grünland für die meisten Brutvogelarten schlechtere Lebensbedingungen bieten, gegenüber Wintergetreide und Rapsfelder erwies sich Mais aber nicht durchgängig als weniger bevorzugter Brutstandort. Aufgrund seiner Wuchshöhe wird Mais allerdings ab Juli gänzlich unattraktiv für die klassischen Agrarvögel. Dziwiaty et al. (2007) merken an, dass sich der zunehmende Anbau von Mais für Vögel in der Agrarlandschaft negativ auswirken kann, da Brut- und Nahrungshabitate verloren gehen. Die EEA (2007) führt aus, dass der Silomais- und Rapsanbau vor allem aufgrund der hohen Pestizid- und Nährstoffapplikationen mit negativen Auswirkungen auf die Habitatqualität verbunden ist. Die Wirkungen auf die Biodiversität sind allerdings abhängig von den regionalen Rahmenbedingungen, der Art der Landnutzungsänderung und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (Pedroli et al. 2013).

Es ist festzuhalten, dass die Mehrzahl der Untersuchungen, die sich speziell mit dem Anbau von NawaRo's auseinandersetzen, aus der Anfangsphase der Ausweitung des Energiepflanzenanbaus stammen. Ab ungefähr Mitte der 2010er Jahre sind dann die Veröffentlichungen zu den Folgen der NawaRo-Erzeugung zurückgegangen. Auf welche Ursachen dies zurückzuführen ist, kann an dieser Stelle nur vermutet werden. Möglicherweise hat sich die Debatte um NawaRo's „beruhigt“, weil ab 2012 kein nennenswerter Zuwachs der Mais-Anbauflächen in Deutschland mehr zu verzeichnen war und die anfänglichen Befürchtungen nicht eingetreten sind - zumindest nicht in dem Ausmaß, den einige Autorinnen und Autoren prognostiziert hatten. Möglicherweise sind aber auch einfach nur die Kritikerinnen und Kritiker aufgrund der anhaltenden und tiefsitzenden Frustration über die Unverbesserlichkeit der Landwirtschaft verstummt. Eine dritte Möglichkeit könnte darin bestehen, dass sich die Debatte anderen Themen zugewandt hat – zuvorderst der Klimakrise -, denen in Fachwelt und Öffentlichkeit mehr Aufmerksamkeit gewidmet wird.

## 7.2 Erwartete Entwicklungen des Mais- und Rapsanbaus bis 2030

In der Thünen-Baseline werden die erwarteten mittelfristigen Entwicklungen auf den Agrarmärkten und in der deutschen Landwirtschaft unter Annahme bestimmter Rahmenbedingungen und exogener Einflussfaktoren dargestellt. Für die Entwicklung der Biotreibstoffe wird in der Thünen-Baseline 2020-2030 für den Zeitraum bis 2030 von keinem Anstieg der Verwendung von Rapsöl zur Biodieselherstellung ausgegangen. Für die Erzeugung von Bioethanol wird erwartet, dass vor allem Weizen und Zuckerrüben in zunehmendem Umfang durch Mais substituiert werden (Haß et al., 2020).

Die Zusammensetzung der Substrate für Biogasanlagen wird sich bis zum Zieljahr 2030 deutlich verändern. Für alle Biogasanlagen, die bis 2010 in Betrieb gegangen sind, läuft die 20-jährige Festschreibung der Einspeisevergütung bis 2030 aus. Mit der EEG-Novelle 2017 wurde die Neuerrichtung von Biogasanlagen sowie eine Folgeförderung (über 10 Jahre) für bestehende Anla-

gen, deren bisheriges Förderende in spätestens 8 Jahren erreicht ist, in das Ausschreibungssystem für Erneuerbare Energien aufgenommen. Ziel ist die Flexibilität von Biomasseanlagen als Ausgleichselement im Strommarkt. Biogasanlagen, die an der Ausschreibung teilnehmen wollen, müssen unter anderem die Bedingung erfüllen, dass Mais-Anteil am Substratmix für die Jahre 2017/18 auf 50 Prozent, für 2019/20 auf 47 Prozent und für 2021/22 auf 44 Prozent begrenzt wird (der sogenannte „Mais-Deckel“). In der Thünen-Baseline 2020-2030 wird daher angenommen, dass die installierte elektrische Leistung von Biogasanlagen bis 2030 um rund 50 % abnehmen wird. In Kombination mit weiteren Ertragssteigerungen beim Silomaisanbau führt dies in der Thünen-Baseline zu einem Rückgang der Silomaisflächen zur Gärsubstraterzeugung auf nur noch rund 400.000 Hektar, während die Anbaufläche für die übrigen Gärsubstrate auf rund 300.000 Hektar ansteigen wird (Haß et al. 2020). In Verbindung mit sinkenden Rinderbeständen (-6 %) bis 2030 projiziert die Thünen-Baseline insgesamt eine deutliche Reduzierung der Silomaisanbaufläche um -18 % bis 2030. Für den Ölsaatenanbau erwartet die Thünen-Baseline, bedingt durch einen im Vergleich zum Getreide stärkeren Ertragsanstieg sowie durch die Preisentwicklung, eine Zunahme der Wettbewerbsfähigkeit. Die Anbaufläche wird sich um ca. 20 % ausweiten und die Produktionsmenge nimmt umfanga- und ertragsbedingt, ausgehend von rund 4,2 Mio. Tonnen, bis 2030 um rund 2,4 Mio. Tonnen zu. (Haß et al. 2020).

Im Rahmen der fünften Novellierung des EEG 2021 wurde auch die Förderung für Biomasseanlagen geändert. Neuanlagen bis zu einer installierten Leistung von 100 kW<sub>el</sub> erhalten weiterhin eine feste Vergütung, Anlagen bis 150 kW<sub>el</sub> können ihren Strom optional auch an der Strombörse vermarkten; bei einem Gülleanteil von mindestens 80 Masse-% erhalten die Anlagen bis 150 kW<sub>el</sub> eine erhöhte Förderung. Für Neuanlagen über 150 kW<sub>el</sub> wird neuerdings die Vergütung in einem Ausschreibungsverfahren ermittelt (Einzelheiten u.a.: [biogas.fnr.de/rahmenbedingungen/eeg-2021](https://www.biogas.fnr.de/rahmenbedingungen/eeg-2021)). Die Bundesregierung hat im EEG 2021 das Ausbauziel 2030 für Biomasseanlagen auf 8,4 GW installierte Leistung festgelegt. Um dieses Ziel zu erreichen, wurde das jährliche Ausschreibungsvolumen auf 600 MW angehoben. Diese Änderungen der EEG-Förderung in 2021 und ihre möglichen Auswirkungen auf den Biogas-Anlagenbestand bzw. den Anbauumfang von Silomais in Deutschland sind in der Thünen-Baseline 2020-2030 noch nicht berücksichtigt.

Darüber hinaus sind im Klimaschutzprogramm 2030 der Bundesregierung eine Reihe von Maßnahmen im Bereich Biogas vorgesehen, die vorrangig auf eine Minderung der THG-Emissionen aus der Biogaskette abzielen und mit einem Mix aus Fördermaßnahmen und weiterentwickelten, ordnungsrechtlichen Vorgaben erreicht werden sollen (BMUV 2021). In der Rinder- und Schweinehaltung soll der Anteil gas-dicht gelagerter Gülle auf 70 % erhöht werden, wofür unter anderem die Vergärung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft und landwirtschaftlichen Reststoffen verstärkt werden soll (s. u.a. Scholwin et al. 2019).

Mit novelliertem EEG 2021 wurde der sogenannte „Maisdeckel“ weiter verschärft: Der Masseanteil von Mais und Getreide am Substratmix ist bei neu bezuschussten Anlagen auf maximal 40 % begrenzt. Mit der „Richtlinie zur Förderung von Investitionen in emissionsmindernde Maßnahmen bei der Vergärung von Wirtschaftsdüngern“ werden jährlich 50 Mio. Euro aus den Energie- und Klimafonds von 2021 bis 2023 bereitgestellt. Gefördert werden u.a. Vorhaben zur Umrüstung von Bestandsanlagen, um den Anteil an Wirtschaftsdüngervergärung auf 30 Masse-% bzw. um 15 Masse-%, wenn Wirtschaftsdünger bereits mehr als 15 Masse-% des Substrateinsatzes ausmacht, zu erhöhen. Auch Biogas-Neuanlagen mit mindestens 80 Masse-% Wirtschaftsdünger am Substrateinsatz sind förderfähig. Folglich ist zu erwarten, dass der Einsatz von Energiepflanzen wie Silomais weiter abnehmen wird.

**Nachbemerkung:** Seit Anfang 2022 bis zum Redaktionsschluss der Bearbeitung (Ende März 2022) sind, infolge der erheblichen Verteuerung von fossilen Brennstoffen, des Ukraine-Kriegs und den Sanktionsbeschlüssen gegen Russland und Belarus, sowohl massive Preissteigerungen

für N-Mineraldünger und Treibstoffe als auch erhebliche Preisanstiege für Agrarprodukte, insbesondere Brotgetreide und Raps, eingetreten. Für den Fall, dass diese Verteuerungen über längere Zeit (mehrere Jahre) anhalten werden, wird dies auch massive Veränderungen in der Produktionsstruktur der Landwirtschaft in Deutschland (und weltweit), der N-Mineraldüngung und der Intensität der Bodenbearbeitung zur Folge haben. Wie sich diese Änderungen auf die hier untersuchten Aspekte der Gewässergüte auswirken werden, kann derzeit noch nicht einmal ansatzweise prognostiziert werden.

### 7.3 Minderungsmaßnahmen und Handlungsempfehlungen

Zu den drei Problemfeldern Stickstoff-Überschuss, Pflanzenschutzmitteleinsatz und Erosionsgefährdung wurden in der Vergangenheit von zahlreichen Einrichtungen bereits eine Vielzahl von Konzepten und Schutzmaßnahmen zur Verminderung und Vermeidung der dadurch potenziell verursachten Umweltbelastungen erarbeitet. Diese Ansätze, Empfehlungen und Maßnahmen gelten für die Landwirtschaft im Allgemeinen und nicht nur für die Energiepflanzen und werden im Folgenden kursorisch dargestellt.

#### Stickstoff-Überschuss

In der europäischen und der deutschen Umweltpolitik wurden in der Vergangenheit eine Reihe von Richtlinien und Strategien verabschiedet, um die Emission von reaktiven N-Verbindungen aus der Landwirtschaft, insbesondere den Eintrag von Nitrat in Oberflächengewässer und Grundwasser, zu vermindern. Dazu zählen als wichtigste Richtlinien die EU-Nitratrichtlinie (91/676/EWG) und die WRRL (2000/60/EG). Die EU-Nitratrichtlinie wurde in Deutschland mit der Düngeverordnung (DüV) umgesetzt, die seit Inkrafttreten 1996 mehrmals geändert wurde. Die DüV regelt die Anwendung von Düngemitteln und formuliert damit die Grundsätze der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft, die Vorschriften sind für die Landwirtschaftsbetriebe verbindlich. In der jüngsten Novellierung der DüV (von 2020) wurden in Bezug auf Stickstoff die folgenden Vorgaben erlassen:

- ▶ Strengere Regeln für die N-Düngebedarfsermittlung (mit dem Ziel einer Verminderung der N-Düngung im Vergleich zur Düngebedarfsermittlung in früheren Fassungen)
- ▶ Reduzierung des betrieblichen N-Düngebedarfs um 20 % auf den Flächen in Nitrat belasteten Gebieten (sogenannte „rote Gebiete“)
- ▶ Erhöhung der N-Anrechnung bei flüssigen Gärresten von 50 % auf 60 % auf Ackerland (auf Grünland ab 2025)
- ▶ Berücksichtigung des verfügbaren Stickstoffs der Herbstdüngung für Winterraps und Wintergerste bei der Düngebedarfsermittlung im Frühjahr
- ▶ Unverzügliche Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern auf unbestellten Ackerflächen (spätestens eine Stunde nach Beginn der Aufbringung)
- ▶ Verlängerte Sperrfristen, stärkere Einschränkungen der Herbstdüngung
- ▶ Verpflichtung, vor gedüngten Sommerkulturen eine Zwischenfrucht anzubauen
- ▶ Einbeziehung der Gärreste pflanzlicher Herkunft in die Ausbringungsgrenze von 170 kg N ha<sup>-1</sup> LF a<sup>-1</sup> aus organischen Düngern (auf Ebene von Schlägen oder Bewirtschaftungseinheiten)
- ▶ Auflage zur streifenförmigen Ausbringung bzw. direkten Einbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern in den Boden (in Grünland und Feldfutterbau erst ab 2025).

In der Thünen-Baseline (s. Kap. 7.3) wird durch diese Maßnahmen ein Rückgang des N-Flächenbilanzüberschuss nach RAUMIS-Berechnung von rund 60 kg N/ha LF im Mittel 2014-2016 (der Wert ist nur eingeschränkt mit der vorliegenden N-Bilanzierung vergleichbar) bis auf rund 34 kg N/ha LF im Zieljahr 2030 erwartet (Haß et al. 2020).

Weiterhin sind durch die Stoffstrombilanzverordnung (StoffBilV) seit 2017 Betriebe mit einer Viehbesatzdichte von mehr als 2,5 GV/ha LF sowie Betriebe, die Wirtschaftsdünger aufnehmen, dazu verpflichtet, betriebliche Stoffstrombilanzen (Hoftorbilanzen) für Stickstoff zu erstellen; der zulässige Bilanzwert (zulässige N-Überschuss) beträgt 175 kg N/ha LF pro Jahr. Der Geltungsbereich der StoffBilV soll ab 2023 auf alle Betriebe mit mehr als 20 ha oder mehr als 50 GV ausgeweitet werden und die zulässige Obergrenze für den betrieblichen N-Überschuss soll abgesenkt werden (BMEL 2021). Die Novellierung der StoffBilV befand sich zum Redaktionsschluss der vorliegenden Untersuchung im parlamentarischen Verfahren; es bleibt abzuwarten, wie stark die Absenkung des zulässigen N-Überschuss in der endgültigen Fassung der StoffBilV tatsächlich ausfallen wird und welche Minderungswirkung für die Nitratauswaschung davon erwartet werden kann.

Betriebliche Maßnahmen zur Verminderung und Vermeidung von Nitratauswaschung wurden bereits von Osterburg und Runge (2007) ausführlich dargestellt und bewertet. Hinweise und Kalkulationstools für die Standort- und Bewirtschaftungs-spezifische Ermittlung der optimalen Stickstoffdüngung sind in den Informationsangeboten der Agrarverwaltungen zu finden. Weiterhin sind im Rahmen der Betriebsberatung in Kooperationen Landwirtschaft – Wasserwirtschaft vielfältige Konzepte und Ansätze entwickelt worden, um die Nitratauswaschung insbesondere in Problemgebieten zu reduzieren. Zentrale Indikatorgröße für die Wirkung der Maßnahmen ist dabei im Regelfall ebenfalls der Überschuss der Hoftor- und/oder der Flächenbilanz.

### **Pflanzenschutzmitteleinsatz**

Die EU-Mitgliedsstaaten sind verpflichtet, einen Nationalen Aktionsplan Pflanzenschutz (NAP) zur nachhaltigen Anwendung von PSM zu erarbeiten und umzusetzen. Ziel des NAP ist es, die mit der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln verbundenen Risiken und Auswirkungen für die menschliche Gesundheit und den Naturhaushalt zu reduzieren. Der deutsche NAP setzt dabei auf eine freiwillige Umsetzung von Maßnahmen, im Mittelpunkt stehen der integrierte Pflanzenschutz und der ökologische Landbau. Dort wird vornehmlich auf präventive und nichtchemische Maßnahmen gesetzt.

Der NAP (2013) enthält eine Auflistung von insgesamt 28 Indikatoren, mit denen Fortschritt und Zielerreichung des NAP überprüft werden sollen. Eine NAP-AG ordnet diese den verschiedenen Zielen und Maßnahmen zu, weist auf fehlende Indikatoren hin und macht Vorschläge für weitere Indikatoren bzw. Datengrundlagen (vgl. NAP 2019). Ein konkretes Minderungsziel ist die Reduktion der Risiken für aquatische Organismen durch PSM-Anwendungen bis 2023 um 30 % (gegenüber dem Mittel der Jahre 1996 – 2005 als Ausgangswert). Als Maßnahmen dafür werden unter anderem vorgeschlagen:

- ▶ Verstärkte Anwendung Abdrift-mindernder Technik
- ▶ Einführung von Pflanzenschutzgeräten mit Frischwassertanks (zur Gerätereinigung auf dem Feld)
- ▶ Schaffung dauerhaft bewachsener Gewässerrandstreifen im Rahmen von Agrarumweltprogrammen
- ▶ Stärkung der Officialberatung
- ▶ WebGIS-Tool zur Information über das Risiko von PSM- Gewässereinträgen

- Bevorzugte Anwendung oder Einschränkung der Anwendung bestimmter PSM.

## Erosionsgefährdung

Bodenerosion ist ein seit langem bekanntes Problem der landwirtschaftlichen Bodennutzung auf risikobehafteten Standorten, zu dessen Vermeidung zahlreiche Empfehlungen und Hinweise von einer Vielzahl von Beratungsträgern veröffentlicht worden sind (u.a. BMEL 2015, Frielinghaus et al. 2002, MUNLV 2004, Schmidt et al. 2013). Die wichtigsten Leitlinien und Schutzmaßnahmen zur Erosionsvermeidung beinhalten:

- Verkürzung der Phasen ohne bzw. mit nur geringer Bodenbedeckung durch
  - Zwischenfruchtanbau
  - Untersaaten (speziell im Maisanbau)
  - Fruchtfolgegestaltung
- Verkürzung der erosiven Hanglänge durch
  - Schlagunterteilung
  - Hanggliederung mit weniger erosionsanfälligen Kulturen
  - Etablierung von (dauerhaften) Erosionsschutzstreifen
- Erhalt stabiler Bodenaggregate an der Bodenoberfläche durch
  - Mulchauflagen, Verzicht auf Einarbeitung von Ernteresten (Mulch-, Streifen-, Direktsaat)
  - Humusaufbau, Steigerung des Humusgehalts (ausreichende Zufuhr organischer - Substanz durch Erntereste und organische Düngung)
  - Kalkung
- Förderung der Infiltrationskapazität (Regenverdaulichkeit) des Bodens durch
  - Verzicht auf wendende Bodenbearbeitung (Pflügen)
  - Konservierende Bodenbearbeitung, Reduzierung der Bodenbearbeitungsvorgänge
  - Vermeidung von Bodenverdichtung (Verwendung von Breitreifen, Bearbeitung nur bei optimaler Bodenfeuchte)
- Vermeidung oder Begrünung hangabwärtsgerichteter Fahrgassen; Dauerbegrünung von gefährdeten Abflurrinnen
- Anlage von Schutzstreifen an Gewässern
- Im Landschaftsmaßstab: Vermeidung der räumlichen Konzentration von erosionsanfälligen und abflussbegünstigenden Kulturen in einem Einzugsgebiet.

In Anbetracht der besonderen Risiken der Bodenerosion wurden in der EU die Verpflichtung zu einer erosionsmindernden Bewirtschaftung in die Vorschriften des Cross Compliance (CC)-Systems aufgenommen. Demnach müssen seit 2010 Betriebe, die Direktzahlungen aus der EU-Agrarförderung in Anspruch nehmen, Verpflichtungen zum Erosionsschutz auf Ackerflächen erfüllen. Dafür sind alle Ackerschläge in Deutschland nach der Höhe ihrer Erosionsgefährdung (ermittelt nach ABAG, s. Kap. 6.1) in eine der drei Klassen der Erosionsgefährdung durch Wasser eingestuft worden:

- CC 0 (Wasser): keine bis geringe Erosionsgefährdung
- CC 1 (Wasser): mittlere bis hohe Erosionsgefährdung
- CC 2 (Wasser): sehr hohe Erosionsgefährdung.

Für Flächen mit Einstufung CC 0 gelten keine Auflagen. Für Flächen mit Einstufung CC 1 gilt für den Anbau von Reienkulturen mit Reihenabstand von 45 cm und mehr (Mais, Zuckerrüben, Kartoffeln) ein Pflugverbot im Herbst/Winter bis zum 15. Februar; für den Anbau von Winterungen (Wintergetreide, Winterraps) gilt ein Pflugverbot ab 1. Dezember. Die Auflagen gelten nicht, wenn die Bewirtschaftung quer zur Hangneigung erfolgt. Für Flächen mit Einstufung CC 2 ist das Pflügen vor der Aussaat von Reienkulturen mit einem Reihenabstand von 45 Zentimetern und mehr generell verboten. Die übrigen Kulturen dürfen vom 1. Dezember bis 15. Februar nicht gepflügt werden, in der übrigen Zeit des Jahres ist das Pflügen nur bei einer unmittelbar folgenden Aussaat zulässig. Es liegen keine Informationen dazu vor, in wieweit die Einhaltung dieser Auflagen kontrolliert wird.

Speziell für den Anbau von Biogas-Mais kommt, neben den aufgeführten Erosionsschutzmaßnahmen, weiterhin auch der Ersatz durch den Anbau von Durchwachsener Silphie (*Silphium perfoliatum*) in Betracht. Als mehrjährige Pflanze mit dichter Bodenbedeckung (ab dem zweiten Jahr) bietet Durchwachsene Silphie einen optimalen Erosionsschutz. Das Energie-Ertragspotential von Durchwachsener Silphie erreicht zwar nicht dasjenige von Silomais, aufgrund der Einsparungen bei der Bodenbearbeitung (nach der Etablierung des Bestandes) ist die Kultur wirtschaftlich durchaus konkurrenzfähig zu Silomais. Insbesondere in Gebieten, in denen der Erosions- oder Grundwasserschutz im Vordergrund steht, oder als Bereicherung in ausgeräumten Landschaften mit hohem Maisanteil bietet Durchwachsene Silphie aus ökologischer und arbeitswirtschaftlicher Sicht eine interessante Alternative zu Silomais (Hartmann et al. 2018).

## 7.4 Zusammenfassendes Fazit

Die Anbauflächen von Silomais für den Einsatz in Biogasanlagen werden in Deutschland nicht explizit erhoben, sondern können nur aus der Biogas-Erzeugung bzw. –Verstromung in Verbindung mit Annahmen zur Zusammensetzung der eingesetzten Substrate sowie zum Silomais-Ertrag geschätzt werden. Aus diesem Grund sind alle Angaben zur Ausweitung der Maisanbauflächen infolge des Ausbaus von Biogasanlagen mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Die gleiche Einschränkung gilt für die Anbaufläche von Winterraps für die Biodieselgewinnung, die nur über die verarbeiteten Rapsmengen geschätzt werden kann.

Der **Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz** dient als Bewertungsgröße für die potenzielle Gewässerbelastung mit Nitrat. Gemäß der Methodik von Häußermann et al. (2019) beträgt der N-Überschuss im Mittel des Bundesgebietes 80 kg N/ha LF (Mittel 2016-2018), die Spannbreite in den Kreisen reicht von rd. 30 bis 160 kg N/ha LF. Im einem Szenario "ohne Biogas-Erzeugung" wird angenommen, dass kein Anbau von Silomais als Biogas-Substrat stattfindet, auf diesen Flächen würden stattdessen andere Marktfrüchte angebaut. Der stärkste Effekt in diesem Szenario besteht im Wegfall der Gärreste, wodurch die N-Düngung mit Wirtschaftsdünger im Mittel um rund 20 kg N/ha LF vermindert wird. Der N-Überschuss im Bundesgebiet würde im Vergleich zur Ist-Situation um rund 11 kg N/ha LF sinken. In den Kreisen fällt der Rückgang tendenziell umso stärker aus, je höher der Anteil der Anbaufläche von Biogas-Silomais an der LF ist. Auch im Szenario "ohne Biodiesel-Erzeugung" werden anstatt Biodiesel-Raps auf diesen Flächen andere Marktfrüchte angebaut. Dadurch verändert sich die Relation zwischen Marktfrüchten und Futter- bzw. Biogas-Pflanzen jedoch nicht, in diesem Szenario tritt im Bundesgebiet keine Änderung des N-Überschuss auf.

Es bleibt abzuwarten, wie sich die Vorschriften der DüV 2020 auf den N-Überschuss auswirken werden. Die Thünen-Baseline zur Entwicklung der deutschen Landwirtschaft bis 2030 prognostiziert (gemäß Berechnung mit dem Modell RAUMIS) eine deutliche Verminderung, ohne dass allerdings die Grundlagen für diese Prognose im Detail nachvollzogen werden können. Weiter-

hin ist zum Redaktionsschluss der vorliegenden Untersuchung offen, in welcher Höhe der zulässigen N-Überschuss in der novellierten StoffBilV (voraussichtlich ab 2023) festgelegt werden wird und welche Reduzierung der N-Überschuss davon bundesweit und insbesondere in viehstarken Regionen erwartet werden kann.

Die **PSM-Belastung von Oberflächengewässern** wird in Deutschland erst seit Mitte der 2000er Jahre im Rahmen der Umsetzung der WRRL mehr oder weniger systematisch erfasst. Mit nur rund 250 Messstellen, die in der Regel auch höchstens monatlich beprobt werden, ist dieses Monitoring allerdings nicht geeignet, das ökotoxikologische Risiko für die aquatischen Lebensgemeinschaften zutreffend zu erfassen. Die PSM-Belastung von Oberflächengewässern infolge der Ausweitung des NawaRo-Anbaus wurde daher auf Basis des Modell SYNOPS bewertet. Diesen Ergebnissen zufolge liegt das Risiko durch PSM-Einträge aus Mais- und Rapsanbau insgesamt auf einem niedrigen Niveau. Durch die Zunahme der Anbauflächen von Mais und Raps in 2016 gegenüber 2000, den beiden Referenzjahren der SYNOPS-Modellierung, hat das aquatische Risiko nur geringfügig zugenommen. In diese Bewertung ist das sogenannte Opportunitätsrisiko noch nicht mit einbezogen, das heißt die Änderung des Risikos insgesamt in der Summe aller PSM-Applikation zu allen Kulturen in Deutschland. Es ist zu vermuten, dass die jährlich variierenden PSM-Applikationsmuster (u.a. infolge unterschiedlicher Befallssituation in verschiedenen Jahren; geändertem Angebot von PSM-Präparaten) und die Variabilität der Jahreswitterung die PSM-Einträge in das Gewässersystem wesentlich stärker prägen als die Zu- oder Abnahme einzelner Kulturarten (zumindest in der Größenordnung der Änderungen, die in den letzten zwei Jahrzehnten stattgefunden haben).

Sowohl das WRRL-Monitoring als auch die Expositionsmodelle, die dem SYNOPS-Modellansatz zugrunde liegen, wurden in der Vergangenheit allerdings von verschiedenen Seiten als realitätsfern kritisiert (u.a. Bach et al. 2016, 2017a, 2017b; Schriever et al. 2007). Mit dem sog. Kleingewässermonitoring (Brinke et al. 2015) wurde jetzt erstmals eine Untersuchungsstrategie umgesetzt, mit der die Exposition durch Runoff-Einträge von PSM realitätsnäher erfasst wird. Den jüngst veröffentlichten Ergebnissen (Liess et al. 2022) zufolge werden für den Naturhaushalt unbedenkliche Konzentrationen von PSM-Wirkstoffen in Kleingewässern offensichtlich häufiger überschritten, als gemäß der SYNOPS-Modellierung des Risikos von Runoff-Einträgen im PSM-Zulassungsverfahren zu erwarten wäre (diese Aussage bezieht sich auf Gewässereinträge aus allen Kulturarten, nicht nur aus Mais oder Raps). In wieweit diese Beobachtung auf eine unrealistische Abbildung des Gewässerrisikos in den Expositionsmodellen oder aber auf nicht ordnungsgemäße PSM-Anwendungen in den Einzugsgebieten der untersuchten Gewässer zurückzuführen ist, wurde im Rahmen des Kleingewässermonitorings nicht geprüft. Die hier vorgestellten SYNOPS-basierten Aussagen müssen möglicherweise unter diesen Gesichtspunkten in Zukunft hinterfragt werden.

Im Gegensatz zu den Oberflächengewässern wird die **PSM-Belastung des Grundwassers** in Deutschland schon seit mehr als 20 Jahren mit einer hohen Messstellendichte untersucht. Aus der Auswertung der Häufigkeiten von Wirkstofffunden in Grundwassermessstellen ist eine Zunahme der Grundwasserbelastung durch einen verstärkten PSM-Eintrag mit der Ausweitung des Anbaus von Silomais und Raps nicht festzustellen. Die relative Fundhäufigkeit von aktuell zugelassenen Wirkstoffen stellt allerdings keine geeignete Indikatorgröße dar, um mögliche Änderungen der PSM-Grundwasserbelastung infolge einer Änderung der Anbauverhältnisse zu erfassen, da (i) die absoluten Fundhäufigkeiten der aktuell eingesetzten Wirkstoffe insgesamt sehr niedrig sind, (ii) zwischen der Ausbringung eines Wirkstoffs und dem Nachweis in einer Grundwassermessstelle ein (unbekannter) Zeitverzug von Jahren bis Jahrzehnten liegt, und (iii) zusätzlich die Veränderung der Ausbringungsmengen im Zeitverlauf in die Interpretation mit einbezogen werden müsste, die aber nur klassiert veröffentlicht werden. Zu den am häufigsten nachgewiesenen PSM-Wirkstoffen im Grundwasser zählen auch aktuell noch - 30 Jahren nach

ihrem Verbot - die Mais-Herbizide Atrazin, Simazin und Propazin (und deren Metabolite). Diese Feststellung verdeutlicht das "lange Gedächtnis" des Grundwassers in Bezug auf eingetragene Schadstoffe und unterstreicht die dringende Notwendigkeit, für alle potenziell umweltgefährdenden Substanzen das Risiko eines Grundwassereintrags sorgfältig und mit sehr konservativen Annahmen zu prüfen.

In der vorliegenden Studie wurde die Veränderung der **Bodenerosionsgefährdung** für ein Szenario berechnet, in dem nur der C-Faktor der ABAG, das heißt die Kulturartenanteile in den Jahren 2016-2018 gegenüber der Ausgangssituation in 2000, verändert wurde. Andere Faktoren wie eine (mögliche) Änderung der Erosivität des Niederschlags oder die Änderung des Anteils konservierender Bodenbearbeitung wurden nicht berücksichtigt, um den Effekt der Zunahme der Mais-Anbauflächen unverzerrt abzubilden. Infolge dessen stellt der berechnete Anstieg der Erosionsgefährdung (im vieljährigen Mittel) von rund 13 % zwischen 2000 und Mittel 2016-2018 auch nur ein Szenarioergebnis dar, das die Größenordnung der Zunahme durch den Anbau von NawaRo-Mais aufzeigt, das aber nicht als exakter Wert interpretiert werden darf. Die regionale Betrachtung für Kreise verdeutlicht, dass für die Bewertung des Maisanbaus vor allem die natürlichen Standortfaktoren der Erosionsgefährdung ausschlaggebend sind: in Regionen mit geringer standörtlicher Erosionsgefährdung führt auch eine stärkere Ausweitung des Maisanbaus nur zu einer vergleichsweise geringen absoluten Zunahme der Bodenerosion (in  $\text{t ha}^{-1} \text{AF a}^{-1}$ ). In den Kreisen mit hoher standörtlicher Erosionsgefährdung dagegen verursacht auch eine nur leichte Zunahme des Maisanbaus einen deutlichen Anstieg der Bodenerosion.

Zusammengefasst stellen sich die Auswirkungen des NawaRo-Anbaus auf die Oberflächen- und Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland, im Hinblick auf die drei Problembereiche N-Überschuss, PSM-Belastung sowie Bodenerosion und Sedimenteintrag, wie folgt dar. Für den N-Überschuss wird in einem Szenario "ohne Biogas-Erzeugung" angenommen, dass kein Anbau von Silomais als Biogas-Substrat stattfindet, sondern dass auf diesen Flächen stattdessen Marktfrüchte angebaut würden. Durch den Wegfall der Gärreste würde die N-Düngung mit Wirtschaftsdüngern im Mittel um rund 20 kg N/ha LF vermindert, der N-Überschuss im Bundesgebiet würde im Vergleich zur Ist-Situation um rund 11 kg N/ha LF (rund 14 %) reduziert. Zur Bewertung der PSM-Belastung von Oberflächengewässern in Deutschland wird das akute und das chronische aquatische Risiko mit dem Modell SYNOPS berechnet. Insgesamt liegt das Risiko durch PSM-Einträge aus Mais- und Rapsanbau auf einem niedrigen Niveau; für 2016 wird für das akute aquatische Risiko der beiden Kulturen und für das chronische Risiko von Mais ein konstanter bis leicht zurückgehender Wert gegenüber 2000 ermittelt, nur für Raps steigt das Risiko geringfügig. Der Bodenabtrag von Ackerflächen vermindert sich im Bundesgebiet gemäß ABAG-Modellierung in einem Szenario "ohne Biogas-Silomais" um rund 11 % und der Sedimenteintrag nach Modell Terraflux um rund 14 % gegenüber der aktuellen Situation. Ob diese Effekte in der Gesamtbeurteilung eher als moderat oder als gravierend zu bewerten sind, bleibt den Leserinnen und Lesern überlassen. Unabhängig von dieser Beurteilung bleibt die Landwirtschaft aber in jedem Fall aufgefordert, die vielfältigen Maßnahmen zur Verminderung und Vermeidung von Gewässerbelastungen zu beachten und umzusetzen.

Die weiteren Gefährdungen der ökologischen Funktionen wie u.a. Humusabbau, Biodiversitätsverluste, Insektensterben, Veränderung des Landschaftsbildes und erhöhte Treibhausgas-Emissionen durch den Anbau von Energiepflanzen waren nicht Gegenstand dieser Untersuchung; die Probleme in diesen Bereichen sind möglicherweise von wesentlich größerer Relevanz.

## 8 Danksagung

Die Autorinnen und Autoren möchten zahlreichen Personen und Institutionen ihren herzlichen Dank aussprechen, die mit der Bereitstellung von Daten, mit Informationen und Hinweisen sowie mit ergänzenden Auswertungen und Berechnungen zu dieser Veröffentlichung beigetragen haben. Namentlich ist insbesondere zu danken:

Frau Verena Türnau, Bundesinformationszentrum Landwirtschaft (BZL) in der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Bonn

Dr. Arno Becker, Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), Gülzow

Dr. Michael Steininger, Mitteldeutsches Institut für angewandte Standortkunde und Bodenschutz (MISB), Halle (Saale)

Herrn Frank Brühning, Verband der Deutschen Biokraftstoffindustrie e.V. (VDB), Berlin.

## 9 Quellenverzeichnis

- AGEE-Stat (o.J.). Zeitreihen zur Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland [fortlaufend aktualisiert]. Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat) (download: [https://www.erneuerbare-energien.de/EE/Navigation/DE/Service/Erneuerbare\\_Energien\\_in\\_Zahlen/Zeitreihen/zeitreihen.html](https://www.erneuerbare-energien.de/EE/Navigation/DE/Service/Erneuerbare_Energien_in_Zahlen/Zeitreihen/zeitreihen.html); Abruf 16.01.2021)
- Ali KF, De Boer DH, 2010. Spatially distributed erosion and sediment yield modeling in the upper Indus River basin. *Water Resources Research* 46(8), W08504.
- Auerswald K, 1998. Bodenerosion durch Wasser. In: G. Richter (Ed.), *Bodenerosion – Analyse und Bilanz eines Umweltproblems*. Wissenschaftl. Buchgesellschaft, Darmstadt.
- Auerswald K, Fischer FK, Winterrath T, Brandhuber R, 2019. Rain erosivity map for Germany derived from contiguous radar rain data. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 23, 1819-1832.
- Bach M, Diesner M, Großmann D, Guerniche D, Hommen U et al., 2016. Pesticide exposure assessment for surface waters in the EU - Part 1: Some comments on the current procedure. *Pest Manag Sci* 72(7), 1279-1284.
- Bach M, Guerniche D, Hommen U, Klein M, Kubiak R, Müller A, Reichenberger R, Thomas K, Trapp M, 2017a. Bewertung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer – Runoff, Erosion und Drainage. GERDA – GEobased Runoff, erosion and Drainage risk Assessment for Germany. Abschlussbericht. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, UBA-Texte 72/2017, 553 S.
- Bach M, Diesner M, Großmann D, Guerniche D, Hommen U et al., 2017b. Pesticide exposure assessment for surface waters in the EU - Part 2: Determination of statistically based runoff and drainage scenarios for Germany. *Pest Manag Sci*, DOI: 10.1002/ps.4519.
- BfN, 2017. Agrar-Report 2017. Biologische Vielfalt in der Agrallandschaft. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bad Godesberg, 66 S.
- BGR (o.J.). Bodenübersichtskarte Deutschland 1:200.000. Bundesanstalt f. Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover, in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten der Bundesländer ([https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche\\_Karten\\_Datenbanken/BUK200/buek200\\_node.html](https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche_Karten_Datenbanken/BUK200/buek200_node.html))
- BKG, 2004. VG250 (Ebenen) Verwaltungsgrenzen (Gemeinden) der Bundesrepublik Deutschland. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) (<https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/digitale-geodaten/verwaltungsgebiete.html>; Abruf 31.5.2021).
- Blume HP, Brümmer GW, Horn R, Kandeler E, Kögel-Knabner I, Kretzschmar R et al., 2010. *Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- BMEL, 2015. Gute fachliche Praxis Bodenbewirtschaftung und Bodenschutz. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), aid Heft 3614/2015, 118 S.
- BMEL, 2017. Zugelassene und registrierte Betriebe für tierische Nebenprodukte gemäß Artikel 23 und 24 der Verordnung (EG) Nr. 1069/2009, Stand Juni 2017. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Bonn ([tsis.fli.de/Home/BMEL/fserve.aspx?f=8sqTpbD%2bElYLw2V9w96lMw%3d%3d](https://tsis.fli.de/Home/BMEL/fserve.aspx?f=8sqTpbD%2bElYLw2V9w96lMw%3d%3d); 29.08.2017).
- BMEL, 2020. Pflanzenschutzmittel in Oberflächengewässern (OFG). ([www.nap-pflanzenschutz.de/indikatorenforschung/indikatoren-und-deutscher-pflanzenschutzindex/deutscher-pflanzenschutzindex/pflanzenschutzmittel-in-oberflaechengewaessern-ofg](http://www.nap-pflanzenschutz.de/indikatorenforschung/indikatoren-und-deutscher-pflanzenschutzindex/deutscher-pflanzenschutzindex/pflanzenschutzmittel-in-oberflaechengewaessern-ofg); aufgerufen 14.03.2022).
- BMEL, 2021. Evaluierung der Stoffstrombilanzverordnung. Bericht über die Auswirkungen der verbindlichen Stoffstrombilanzierung. BT-Drucksache 20/411 (Unterrichtung Bundesregierung).
- BMUV, 2021. Projektionsbericht der Bundesregierung 2021. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz (BMUV), Berlin, 369 S.
- BMWi, 2018. Erfahrungsbericht nach § 97 EEG (EEG-Erfahrungsbericht). Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi), Berlin.
- BMWi, 2019. Zeitreihen zur Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland unter Verwendung von Daten der Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat). Bundesministerium für Wirtschaft und Energie (BMWi), Berlin (Stand August 2019).

Brinke M, Szöcs E, Foit K, Bänsch-Baltruschat B, Liess M, Schäfer RB, Keller M, 2015. Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden – Bestandsaufnahme zur Erhebung von Daten zur Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaft, Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA-Texte 89/2017.

Bundesnetzagentur [Hrsg.], 2011. Bericht der Bundesnetzagentur über die Auswirkungen der Sonderregelungen für die Einspeisung von Biogas in das Erdgasnetz gemäß § 37 GasNZV an die Bundesregierung zum 31.05.2011 ([www.bundesnetzagentur.de/SharedDocs/Downloads/DE/Allgemeines/Bundesnetzagentur/Publikationen/Berichte/2011/BioGasMonitoringbericht2011pdf.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=2](http://www.bundesnetzagentur.de/SharedDocs/Downloads/DE/Allgemeines/Bundesnetzagentur/Publikationen/Berichte/2011/BioGasMonitoringbericht2011pdf.pdf?__blob=publicationFile&v=2); 29.04.2019).

Bundesnetzagentur und Bundeskartellamt [Hrsg.], 2016. Monitoringbericht 2015. Monitoringbericht gemäß § 63 Abs. 3 i. V. m. § 35 EnWG und § 48 Abs. 3 i. V. m. § 53 Abs. 3 GWB, Stand: 15. November 2015, Korrektur 21. März 2016 S. 337.

Bundesnetzagentur und Bundeskartellamt [Hrsg.], 2019. Monitoringbericht 2018. Monitoringbericht gemäß § 63 Abs. 3 i. V. m. § 35 EnWG und § 48 Abs. 3 i. V. m. § 53 Abs. 3 GWB, Stand 8. Februar 2019.

Bunzel K, Kattwinkel M, Schauf M, Thrän D, 2014. Energy crops and pesticide contamination: Lessons learnt from the development of energy crop cultivation in Germany. Biomass and Bioenergy 70, 416–428.

Buttler C, Willms M, 2016. Bewertung des Energiepflanzenanbaus für Biogasanlagen vor dem Hintergrund der Anforderungen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Berichte über Landwirtschaft.

BVL (versch. J.). Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland. Ergebnisse der Meldungen gemäß § 64 Pflanzenschutzgesetz [jähr. Berichte]. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL), Braunschweig.

BVL (2019): Online-Datenbank Pflanzenschutzmittel. BVL, Braunschweig. (Online verfügbar unter <https://apps2.bvl.bund.de/psm/jsp/index.jsp>; Abruf 01.02.2019).

Campbell A, Doswald N, 2009. The impacts of biofuel production on biodiversity: A review of the current literature. United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC), Cambridge, UK, 36 p.

Dachbrodt-Saaydeh S, Sellmann J, Roßberg D, 2019. Cluster zur regionalen Erhebung und Analyse der Pflanzenschutzintensität (CEPI) im Ackerbau. J. Kulturpflanzen 71(10), 264–270.

Daniel-Gromke J, Rensberg N, Denysenko V, Barchmann T, Oehmichen K, et al. 2020. Optionen für Biogas-Bestandsanlagen bis 2030 aus ökonomischer und energiewirtschaftlicher Sicht. Umweltbundesamt (UBA); Dessau-Roßlau, UBA-Texte 24/2020, 246 S.

DBFZ, 2017. Anlagenbestand Biogas und Biomethan – Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland. Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ), Leipzig, DBFZ-Report 30.

dena, 2020. Biogaspartner Einspeiseatlas Deutschland. Stand März 2020. Deutsche Energie-Agentur (dena), Berlin ([www.biogaspartner.de/fileadmin/Biogaspartner/Dokumente/Einspeiseatlas/Biogaspartner\\_Einspeiseatlas\\_Deutschland\\_2020.xlsx](http://www.biogaspartner.de/fileadmin/Biogaspartner/Dokumente/Einspeiseatlas/Biogaspartner_Einspeiseatlas_Deutschland_2020.xlsx)).

DESTATIS, 2017. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Bodenbearbeitung, Erosionsschutz, Fruchtwechsel - Agrarstrukturserhebung 2016. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, Nr. 5411209169004.

Diepenbrock W, Ellmer F, Léon J, 2016. Ackerbau, Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, 4. Aufl. Eugen Ulmer, Stuttgart.

DIN 19708. Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG. DIN-Normenausschuss Wasserwesen (NAW).

Don A, Osborne B, Hastings A, Skiba U, Carter MS, Drewer J et al., 2012. Land-use change to bioenergy production in Europe: implications for the greenhouse gas balance and soil carbon. GCB Bioenergy 4(4), 372–391.

DWA, 2010. Erzeugung von Biomasse für die Biogasgewinnung unter Berücksichtigung des Boden- und Gewässerschutzes. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA), Hennef.

DWD, 2016. Climate Data Center. Deutscher Wetterdienst (DWD), Offenbach a.M., (online [//ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/](http://ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/))

- Dziewiaty K, Bernardy P, Maierhof J, Jansen S, Wellmann L, 2007. Auswirkungen zunehmender Biomassenutzung (EEG) auf die Artenvielfalt - Erarbeitung von Handlungsempfehlungen für den Schutz der Vögel der Agrarlandschaft – Endbericht. Studie i.A. des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Seedorf, 129 S.
- EEA, 2007. Estimating the environmentally compatible bioenergy potential from agriculture. European Environment Agency (EEA), Kopenhagen.
- Entrup N, Kivelitz H, 2020. Bedeutung des Maisanbaus für die Landwirtschaft. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küstenschutz und Naturschutz (NLWKN), Hannover; Tagungsvortrag 18.2.2010.
- Eulenstein F, Merbach W, Buttlar C, Augustin J, Werner A, 2011. Potenzielle Klimawirkung des Anbaus von Pflanzen zur Erzeugung von Biomasse für Biokraftstoffe aufgrund klimawirksamer Gasemissionen und weitere Umweltwirkungen. Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF). Müncheberg.
- Eurostat 2020. Statistics explained: Agri-environmental indicator – tillage practices (Data extracted in July 2020 with 2016 data ([https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental\\_indicator\\_-\\_tillage\\_practices#Analysis\\_at\\_regional\\_level](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_tillage_practices#Analysis_at_regional_level))).
- Fargione J, Hill J, Tilman D, Polasky S, Hawthorne P, 2008. Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. Science 319(5867), 1235–1238.
- Fehrenbach H, Köppen S, Markwardt S, Vogt R, 2016. Aktualisierung der Eingangsdaten und Emissionsbilanzen wesentlicher biogener Energienutzungspfade (BioEm). Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA-Texte 09/2016.
- Fernando AL, Duarte MP, Almeida J, Boléo S, Mendes B, 2010. Environmental impact assessment of energy crops cultivation in Europe. Biofuels, Bioproducts and Biorefining 4(6), 594–604.
- Fischer FK, Winterrath T, Junghänel T, Walawender E, Auerswald K, 2019. Mean annual precipitation erosivity (R factor) based on RADKLIM, Version 2017.002
- FNR, 2009. Biogas in der Landwirtschaft - Stand und Perspektiven. Tagungsband, KTBL/FNR-Biogas-Kongress, 15. bis 16. September 2009 in Weimar. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR), Gülzow.
- FNR, 2019. Anbau und Verwendung nachwachsender Rohstoffe in Deutschland. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (FNR), Gülzow, 15 S. ([www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22004416.pdf](http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22004416.pdf); abgerufen 22.07.2019).
- Freeman GT, 1991. Calculating catchment area with divergent flow based on a regular grid. Computers and Geosciences 17, 413-422.
- Frielinghaus M, Winnige B et al. 2002. Informationsheft zum landwirtschaftlichen Bodenschutz im Land Brandenburg - Teil Bodenerosion. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung Brandenburg, 72 S.
- Fuchs S, Scherer U, Wander R, Behrendt H, Venohr M, Opitz D, 2010. Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA-Texte 45/2010, 243 S.
- Fuchs S, Weber T, Wander R, Toshovski S, Kittlaus S, Reid L, Bach M, Klement L, Hillenbrandt T, Tettborn F, 2017. Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA-Texte 05/2017, 385 S.
- Fuchs S, Allion K, Gebel M, Bürger S, Uhlig M, Halbfaß S, 2022. Analyse von Transformationsprozessen für Phosphor zur Weiterentwicklung der bundesweiten Stoffeintragsmodellierung. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, UBA-Texte (in Vorbereitung).
- Gebel M, Uhlig M, Halbfaß S, Meißner R, Duan S, 2014. Predicting erosion and sediment yield in a mesoscale basin in the semiarid monsoon region Miyun/China. Ecological Processes 3, 5.
- Gebel M, Bürger S, Wallace M, Malherbe H, Vogt H, Lorz C, 2017. Simulation of land use impacts on sediment and nutrient transfer in coastal areas of Western Cape, South Africa. In: Change Adaptation Socioecol. Syst. 2017(3), 1–17.

- Gebel M, Bürger S, Halbfaß S, Uhlig M, 2020. Stoffbilanz – Modellerläuterung. VisDat geodatentechnologie GmbH, Dresden, 48 S. ([http://stoffbilanz.de/home/wp-content/uploads/2020/09/20200903\\_Mo-dellerl%C3%A4uterung.pdf](http://stoffbilanz.de/home/wp-content/uploads/2020/09/20200903_Mo-dellerl%C3%A4uterung.pdf)).
- Gebel M, Allion K, Plambeck NO, Fuchs S, Ullrich A, 2021. Deutschlandweite hochaufgelöste Modellierung von Sedimenttransfers in die Oberflächengewässer zur Ableitung partikelgebundener Phosphoreinträge. Korrespondenz Wasserwirtschaft (im Druck).
- Gocht A, Röder N, 2014. Using a Bayesian estimator to combine information from a cluster analysis and remote sensing data to estimate high-resolution data for agricultural production in Germany. Internat. J. Geograph. Information. Sci. 28 (9), 1744–1764.
- Goldscheider N, Neukum C, Scheytt T, 2021. Bioenergie und Grundwasser (Editorial). Grundwasser – Z. Fachsektion Hydrogeologie 26, 121–122.
- Gömann H, de Witte T, Peter G, Tietz A, 2013. Auswirkungen der Biogaserzeugung auf die Landwirtschaft. Thünen-Institut, Braunschweig, Thünen-Report 10.
- Gömann H, Weingarten P, 2020. Landnutzungswandel (online-Artikel). (<https://www.bpb.de/izpb/laend-liche-raeume-343/312717/landnutzungswandel>).
- Gutsche V, 2012. Managementstrategien des Pflanzenschutzes der Zukunft im Focus von Umweltverträglichkeit und Effizienz. Journal für Kulturpflanzen 64(9), 325–341.
- Gutsche V, Strassemer J, 2007. SYNOPSIS - ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risikopotentials von chemischen Pflanzenschutzmitteln. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutzd. 59, 197–210.
- Häußermann U, Bach M, Klement L, Breuer L, 2019. Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, UBA-Texte 131/2019, 167 S.
- Häußermann U, Klement L, Breuer L, Ullrich A, Wechsung G, Bach M, 2020. Nitrogen soil surface budgets for districts in Germany 1995 to 2017. Environmental Science Europe 32, Article number 109.
- Halbfaß S, 2005. Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter Berücksichtigung geoökologisch wirksamer Raumstrukturen. Diss., Rhombos-Verlag, Bd. 1, Berlin.
- Halbfaß S, Grunewald K, 2008. Ermittlung räumlich verteilter Sediment Delivery Ratio zur Modellierung von Sedimenteinträgen in Fließgewässer im mittleren Maßstab. WasserWirtschaft 3 (2008), 31–35.
- Hallmann CA, Sorg M, Jongejans E, Siepel H et al., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLoS ONE 12(10): e0185809.
- Hartmann A, Lunenberg T, Fritz M, 2018. Durchwachsene Silphie als Biogassubstrat. In: Biogas Forum Bayern Nr. I/2018. Arbeitsgemeinschaft Landtechnik und landwirtschaftliches Bauwesen in Bayern e.V. (Hrsg.), 15 S.
- Haß M, Banse B, Deblitz C, Freund F, Geibel I et al., 2020. Thünen-Baseline 2020 – 2030: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland. Thünen-Institut, Braunschweig, Thünen Report 82, 146 S.
- Heiße A, Haber W, Krämer C, 2014. Umweltprobleme der Landwirtschaft. 30 Jahre SRU-Sondergutachten – eine Bilanz. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA-Texte 28/2015.
- Hötter H, Bernardy P, Cimiotti D, Dziewiaty K, Joest R, Rasran L, 2009. Maisanbau für Biogasanlage – CO<sub>2</sub>-Bilanz und Wirkung auf die Vogelwelt. Ber. Vogelschutz 46, 107–125.
- JKI, o.j. Behandlungsindex. Julius-Kühn-Institut ([papa.julius-kuehn.de/index.php?menuid=43](http://papa.julius-kuehn.de/index.php?menuid=43); abgerufen 22.03.2023).
- Karpenstein-Machan M, Weber C, 2010. Energiepflanzenanbau für Biogasanlagen. Naturschutz und Landschaftsplanung 42(9), 312–320.
- KBU, 2008. Bodenschutz beim Anbau nachwachsender Rohstoffe. Empfehlungen der Kommission Bodenschutz beim Umweltbundesamt (KBU), Berlin. 84 S.
- Kern M, Raussen T, 2014. Anlagenhandbuch der Vergärung biogener Abfälle in Deutschland und Europa. 2. Auflage, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, Witzenhausen.
- Kleijn D, Verbeek M, 2000. Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. Journal of Applied Ecology 37(2), 256–266.

Knoll L, Bach M, Breuer L, 2019. Large scale prediction of groundwater nitrate concentrations from spatial data using machine learning. *Sci Total Environm* 668, 1317-1327.

Knoll L, Häußermann U, Breuer L, Bach M, 2020. Spatial Distribution of Integrated Nitrate Re-duction across the Unsaturated Zone and the Groundwater Body in Germany. *Water* 2020, 12, 2456.

KLU, 2013. Biogaserzeugung und -nutzung: Ökologische Leitplanken für die Zukunft. Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt (KLU), Berlin, Positionspapier, 23 S.

KTBL, 2015. Dokumentation zur Datenaufbereitung der Aktivitätsdaten Biogas für den Nationalen Inventarbericht, Submission 2016 für 2014 (Stand 31.08.2015). Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt (unveröff.).

KTBL, 2016. Gesonderte Aufbereitung der Daten zum spezifischen Stickstoffeintrag in landwirtschaftliche Biogasanlagen aus den Aktivitätsdaten Biogas für den Nationalen Inventarbericht. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt (unveröff.).

Laggner B, Orthen N, Osterburg B, Röder N, 2014. Ist die zunehmende Biogasproduktion die alleinige Ursache für den Grünlandschwund in Deutschland? – eine Analyse von georeferenzierten Daten zur Landnutzung. *Raumforschung und Raumordnung* 72(3), 195–209.

LAWA, 2003. Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit – Pflanzenschutzmittel – Berichtszeitraum 1996 bis 2000. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

LAWA, 2008. Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit – Pflanzenschutzmittel – Berichtszeitraum 2001 bis 2005. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

LAWA, 2011. Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit – Pflanzenschutzmittel – Berichtszeitraum 2006 bis 2008. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

LAWA, 2015. Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit – Pflanzenschutzmittel – Berichtszeitraum 2009 bis 2012. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

LAWA, 2019. Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit – Pflanzenschutzmittel – Berichtszeitraum 2013 bis 2016. Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).

Lenz V, Naumann K, Denysenko V, Daniel-Gromke J, Rensberg N et al., 2019. Erneuerbare Energien. *BWK: Das Energie-Fachmagazin* 71(6).

Lewis KA, Tzilivakis J, Warner DJ, Green A, 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. *Hum Ecol Risk Assess* 22(4), 1050–1064.

Liess M, Liebmann L, Lück M, Vormeier P et al., 2022. Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) – Pilotstudie zur Ermittlung der Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft mit Pflanzenschutzmittel-Rückständen. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA-Texte 07/2022, 319 S.

LfL, 2019. Bodenerosion. Die Allgemeine Bodenabtragsgleichung ABAG - Hilfsmittel und Handlungsempfehlung. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), Freising-Weihenstephan, 20 S.

Lickfett T, 2000. Stickstoff-Problematik in Rapsfruchtfolgen. In: C. Möllers (Ed.), *Stickstoffeffizienz landwirtschaftlicher Kulturpflanzen. Initiativen zum Umweltschutz* Vol. 21. Erich Schmidt, Berlin, 48-69.

LK NRW. (versch. Jahrgänge). Biogas in Nordrhein-Westfalen. Auswertung der Bio-gasanlagen-Betreiberdatenbank der Landwirtschaftskammer NRW. Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (LK NRW) ([www.landwirtschaftskammer.de](http://www.landwirtschaftskammer.de)).

Mal P, Hesse JW, Schmitz M, Garvert H, 2015. Konservierende Bodenbearbeitung in Deutschland als Lösungsbeitrag gegen Bodenerosion. *J. f. Kulturpflanzen* 67(9), 310-319.

Meyer R, Grunwald A, Rösch C, Sauter A, 2007. Chancen und Herausforderungen neuer Energiepflanzen Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim deutschen Bundestag (TAB), Bonn, Arbeitsbericht.

Mueller L, Schindler U, Behrendt A, Eulenstein F, Dannowski R, 2007. The Muencheberg Soil Quality Rating. Field manual for detecting and assessing properties and limitations of soils for cropping and grazing. Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Müncheberg ([http://www.zalf.de/de/forschung/institute/lwh/mitarbeiter/lmueller/Documents/field\\_mueller.pdf](http://www.zalf.de/de/forschung/institute/lwh/mitarbeiter/lmueller/Documents/field_mueller.pdf), zuletzt geprüft am 01.10.2020).

- Müller A, Hitzfeld KL, 2020. Kleingewässermonitoring - Realitätscheck der Umweltrisikobewertung von Pflanzenschutzmitteln. Wasser und Abfall 3/2020.
- Müller K, Häußermann U, Bach M, Greef JM, 2022. Berechnung der Stickstoff-Bilanz für die Landwirtschaft in Deutschland. Handbuch, 2. überarb. Fassg. Julius Kühn-Institut (JKI) Braun-schweig (im Druck).
- Moore ID, Nieber JL, 1991. Landscape assessment of soil erosion and nonpoint source pollution. J. Minnesota Acad. Sci., 55, p. 18-25.
- MUNLV, 2004. Maßnahmen zur Minderung von Bodenerosion und Stoffabtrag von Ackerflächen. Ministerium Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MULNV), Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Bd. 19.
- Nitsch H, Osterburg B, von Buttlar C, von Buttlar HB, 2008. Aspekte des Gewässerschutzes und der Gewässernutzung beim Anbau von Energiepflanzen: Ergebnisse eines Forschungsvorhabens des Umweltbundesamtes. Thünen-Institut, Braunschweig, Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie 03/2008, 125 S.
- Nitsch H, Osterburg B, Roggendorf W, 2009. Landwirtschaftliche Flächennutzung im Wandel – Folgen für Natur und Landschaft. Eine Analyse agrarstatistischer Daten. Naturschutzbund Deutschland (NABU), Berlin, und Deutscher Verband für Landschaftspflege (DVL), Ansbach, 44 S.
- NAP, 2013. Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), 96 S.
- NAP, 2019. Jahresbericht 2019. Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), 77 S.
- NLWKN, 2010. Energiepflanzenanbau, Betrieb von Biogasanlagen und Gärrestmanagement unter den Anforderungen des Gewässerschutzes. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Hannover. Grundwasser Bd. 10, 127 S.
- Nordborg M, Cederberg C, Berndes G, 2014. Modeling Potential Freshwater Ecotoxicity Impacts Due to Pesticide Use in Biofuel Feedstock Production: The Cases of Maize, Rapeseed, Salix, Soybean, Sugar Cane, and Wheat. Environmental Science and Technology 48(19), 11379–11388.
- Osterburg B, Röder N, 2013. Effects of agricultural biogas-production facilities on land use and land-use change in Lower Saxony. In: Helgadóttir A, Hopkins A (Eds.), The role of grasslands in a green future: threats and perspectives in less favoured areas. Agricultural University of Iceland, Borgarnes, 531–533.
- Osterburg B, Runge T, 2007. Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Landbauforschung Völknerode, Sonderheft 307, 302 S.
- Pedroli B, Elbersen B, Frederiksen P, Grandin U, Heikkilä R, Krogh PH et al., 2013. Is energy cropping in Europe compatible with biodiversity? – Opportunities and threats to biodiversity from land-based production of biomass for bioenergy purposes. Biomass and Bioenergy, 55, 73–86.
- Poeplau C, Don A, Vesterdal L, Leifeld J, Wesemael BV, Schumacher J, Gensior A, 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. Global Change Biology 17(7), 2415–2427.
- Proplanta, 2017. Ist das Mulchsaatverfahren weiter auf dem Vormarsch? Proplanta GmbH, Stuttgart, Pressemittlg v. 26.4.2017 ([https://www.proplanta.de/agrar-nachrichten/agrarwirtschaft/ist-das-mulchsaat-verfahren-weiter-auf-dem-vormarsch\\_article1493203113.html](https://www.proplanta.de/agrar-nachrichten/agrarwirtschaft/ist-das-mulchsaat-verfahren-weiter-auf-dem-vormarsch_article1493203113.html)).
- Reich M, Rüter S, Tillmann JE, 2011. Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft – Ergebnisse des Forschungsvorhabens SUNREG III. In: Reich M, Rüter S (Hrsg.): Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Energiepflanzen auf die Tierwelt der Agrarlandschaft. Umwelt und Raum Bd. 2, Schriftenreihe Institut für Umweltplanung, Leibniz Universität Hannover, Cuvillier Verlag, Göttingen, 5-18.
- Rettenberger G, Urban-Kiss S, Schneider R, Müsken J, Kruse G, 2012. Handbuch Bioabfallbehandlung. Erfassung des Anlagenbestands Bioabfallbehandlung. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, UBA-Texte 54/2012, 854 S.
- Rösch C, Raab K, Skarka J, Stelzer V, 2007. Energie aus dem Grünland – eine nachhaltige Entwicklung? Forschungszentrum Karlsruhe, Wiss. Berichte FZKA 7333. 192 S.

- Rossberg D, Michel V, Graf R, Neukampf R, 2007. Definition von Boden-Klima-Räumen für die Bundesrepublik Deutschland. Nachrichtenbl. Deut. Pflanzenschutz. 59.
- Rothe A, Osterburg B, de Witte T, Zimmer Y, 2010. Modellgestützte Folgenabschätzungen für den Anbau nachwachsender Rohstoffe in Deutschland – Endbericht. Thünen-Institut, Braunschweig, 262 S.
- Sauerborn P, 1994. Die Erosivität der Niederschläge in Deutschland – Ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa. Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, Band 13, Bonn.
- Scheffran J, 2010. Criteria for a Sustainable Bioenergy Infrastructure and Lifecycle. In: Mascia PN, Scheffran J, Widholm JM (Eds.), Plant Biotechnology for Sustainable Production of Energy and Co-products, Vol 66, 409–447.
- Schmidt W, Brandhuber R, Bug J, 2013. Vorsorge gegen Bodenerosion - Wassererosion. In: Gute fachliche Praxis - Bodenbewirtschaftung und Bodenschutz (2013). aid infodienst, Bonn, S. 84-107.
- Scholwin F, Grope J, Clinkscales A, Daniel-Gromle J et al., 2019. Aktuelle Entwicklung und Perspektiven der Biogasproduktion aus Bioabfall und Gülle. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, UBA-Texte 41/2019.
- Schriever CA, von der Ohe PC, Liess M, 2007. Estimating pesticide runoff in small streams. Chemosphere 68(11), 2161-2171.
- Schwertmann U, Vogl W, Kainz M, 1990. Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Aufl., Ulmer, Stuttgart, 64 S.
- Stein S, Steinmann HH, 2018. Identifying crop rotation practice by the typification of crop sequence patterns for arable farming systems – A case study from Central Europe. European Journal of Agronomy 92, 30–40.
- Strassemeyer J, Claus-Krupp A, Dominic AR, Golla B, Daehmlow D, 2020. H2Ot-Spot-Manager NRW - Ein webbasiertes Analyse- und Beratungswerkzeug für die zielgerichtete risikomindernde Pflanzenschutzberatung. In: Freitag U, et al. (Ed.): Umweltinformationssysteme – wie verändert die Digitalisierung unsere Gesellschaft? Tagungsband 27. Workshop Arbeitskreis „Umweltinformationssysteme“ der Fachgruppe „Informatik im Umweltschutz“ der Gesellschaft für Informatik (GI). pringer Vieweg, Wiesbaden, S. 141-155.
- Strassemeyer J, Daehmlow D, Dominic AR, Lorenz S, Golla B, 2017. SYNOPS-WEB, an online tool for environmental risk assessment to evaluate pesticide strategies on field level. Crop Prot 97, 28–44.
- SYMPHONY, 2020. coin-or/SYMPHONY: Version 5.6.17. (Online <https://zenodo.org/record/2576603#X5Lax-dCSUk>, zuletzt geprüft am 01.10.2020).
- TLL, 2016. Daten zum Biogasanlagenbestand und Substrateinsatz in Thüringen. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), Jena (schriftl. Mittlg. vom 25.10.2016).
- Übertragungsnetzbetreiber: Anlagenregister mit Anlagenstammdaten und Anlagenbewegungsdaten für die Jahre 2009 bis 2013 nach § 52 EEG (Download über: [www.transnetbw.de](http://www.transnetbw.de), [www.amprion.net](http://www.amprion.net), [www.50hertz.com](http://www.50hertz.com), [www.tennet.eu](http://www.tennet.eu)).
- UFOP, 2019. Biodieselproduktionskapazitäten in Deutschland. Union zur Förderung der Öl- und Proteinpflanzen (UFOP), Berlin (<https://www.ufop.de/biodiesel-und-co/biodiesel/biodiesel-tanken/wo-wird-biodiesel-produziert>; abgerufen 26.07.2019).
- UBA, 2011. Bioenergie – Datengrundlagen für die Statistik der erneuerbaren Energien und Emissionsbilanzierung. Ergebnisbericht zum Workshop vom Juli 2011. Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau ([www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4251.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4251.pdf)).
- UBA, 2020. Erneuerbare Energien in Deutschland 2020. Daten zur Entwicklung im Jahr 2020 Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, Hintergrundpapier, 28 S.
- UFOP, 2020. Biodiesel & Co. 2019/2020. Sachstandsbericht und Perspektive – Auszug aus dem UFOP-Jahresbericht. Union zur Förderung der Öl- und Proteinpflanzen (UFOP), Berlin
- VDB, 2020. Dossier Biodiesel- und Biomethanolanlagen sowie Mineralölraffinerien in Deutschland. Verband der Deutschen Biokraftstoffindustrie (VDB) (unveröff.).
- Wahl J, Dröschmeister R, Gerlach B, Grünberg C, Langgemacht T, Trautmann S, Sudfeldt C, 2015. Vögel in Deutschland 2014. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.

Wendland F, Bergmann S, Eisele M, Gömann H, Herrmann F, Kreins K, Kunkel R, 2020. Model-Based Analysis of Nitrate Concentration in the Leachate—The North Rhine-Westfalia Case Study, Germany. *Water* 2020, 12, 550

Wick A, Bänsch-Baltruschat B, Keller M, Scharmüller A, Schäfer R, Foit K, Liess M, Maaßen S, Lischeid G, 2019. Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden. Teil 2. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA-Texte 08/2019

Wiehe J, von Ruschkowski E, Rode M, Kanning H, von Haaren C, 2009. Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Landschaft am Beispiel des Maisanbaus für die Biogasproduktion in Niedersachsen. *Naturschutz Landschaftsplanung* 41(4), 107–113.

Wienforth B, Claus S, Dittert K, Gericke D, Hartung E, Herrmann A et al, 2012. Nachhaltige Intensivierung von Energiefruchtfolgen. *MAIS* 3/2012, 132–136.

Wischmeyer WH, Smith DD, 1978. Predicting rainfall losses - a guide to conservation planning. *USDA Agriculture Handbook*, 537, p. 1-58.

Wurbs D, Steininger M, 2011. Wirkungen der Klimaänderungen auf die Böden. Untersuchungen zu Auswirkungen des Klimawandels auf die Bodenerosion durch Wasser. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, UBA-Texte 16/2011, 155 S.

## A Anhang

**Tabelle 14:** Entwicklung der Anbauflächen von Mais insgesamt, Silomais insgesamt und Silomais zur Verwendung in Biogasanlage in Deutschland 2000 bis 2018.

| Jahr | Mais insgesamt<br>(Körner- und Silomais)<br>(ha) | Silomais insgesamt<br>(ha) | Darunter: Biogas-Silomais<br>(ha) |
|------|--------------------------------------------------|----------------------------|-----------------------------------|
| 2000 | 1.515.315                                        | 1.154.474                  | 10.032                            |
| 2001 | 1.529.020                                        | 1.132.476                  | 23.625                            |
| 2002 | 1.517.910                                        | 1.119.164                  | 34.227                            |
| 2003 | 1.636.285                                        | 1.172.930                  | 52.486                            |
| 2004 | 1.710.165                                        | 1.248.468                  | 60.629                            |
| 2005 | 1.705.600                                        | 1.262.500                  | 112.877                           |
| 2006 | 1.746.900                                        | 1.345.900                  | 257.624                           |
| 2007 | 1.874.072                                        | 1.470.872                  | 342.337                           |
| 2008 | 2.087.100                                        | 1.566.600                  | 445.447                           |
| 2009 | 2.111.000                                        | 1.646.700                  | 487.921                           |
| 2010 | 2.295.495                                        | 1.828.904                  | 636.696                           |
| 2011 | 2.516.700                                        | 2.028.800                  | 655.130                           |
| 2012 | 2.564.200                                        | 2.038.000                  | 801.784                           |
| 2013 | 2.500.177                                        | 2.003.220                  | 1.014.995                         |
| 2014 | 2.573.900                                        | 2.092.600                  | 864.600                           |
| 2015 | 2.555.900                                        | 2.100.400                  | 1.052.832                         |
| 2016 | 2.553.943                                        | 2.137.607                  | 1.041.590                         |
| 2017 | 2.527.900                                        | 2.095.900                  | 943.690                           |
| 2018 | 2.606.800                                        | 2.195.900                  | 1.262.917                         |

Daten: Mais und Silomais insgesamt: DESTATIS, übernommen aus Häußermann et al. (2019); Biogas-Silomais: s. Kap 2.2.2.

**Tabelle 15: Mittlere Substratzusammensetzung<sup>a</sup> (Energiepflanzen und Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung) der landwirtschaftlichen Biogasanlagen (ohne Bioabfallvergärungsanlagen) in den Bundesländern und Deutschland; alle Angaben in t FM pro MWh eingespeiste elektrische Arbeit.**

| Bundesland                  | BW                   | BY          | BB          | HE          | MV          | NI          | NW          | RP          | SN          | ST          | SH          | TH          | Ø DE <sup>b</sup> |
|-----------------------------|----------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------|-------------------|
| <b>Substrat</b>             | <b>1995 bis 2013</b> |             |             |             |             |             |             |             |             |             |             |             |                   |
| <b>Maissilage</b>           | <b>1,29</b>          | <b>1,37</b> | <b>1,37</b> | <b>1,06</b> | <b>1,36</b> | <b>1,78</b> | <b>1,45</b> | <b>1,06</b> | <b>0,92</b> | <b>1,43</b> | <b>1,81</b> | <b>1,02</b> | <b>1,48</b>       |
| Grassilage                  | 0,39                 | 0,30        | 0,14        | 0,28        | 0,13        | 0,08        | 0,09        | 0,27        | 0,21        | 0,12        | 0,05        | 0,12        | 0,17              |
| Getreide-Ganzpflanzensilage | 0,17                 | 0,20        | 0,12        | 0,20        | 0,11        | 0,06        | 0,08        | 0,19        | 0,03        | 0,08        | 0,03        | 0,05        | 0,11              |
| Weizenkörner                | 0,02                 | 0,04        | 0,01        | 0,03        | 0,01        | 0,00        | 0,01        | 0,03        | 0,01        | 0,01        | 0,00        | 0,04        | 0,01              |
| Roggenkörner                | 0,01                 | 0,01        | 0,05        | 0,01        | 0,06        | 0,02        | 0,01        | 0,01        | 0,09        | 0,04        | 0,04        | 0,09        | 0,03              |
| Corn-Cob-Mix                | 0,04                 | 0,02        | 0,00        | 0,00        | 0,00        | 0,01        | 0,04        | 0,00        | 0,02        | 0,02        | 0,02        | 0,01        | 0,02              |
| Σ Energiepflanzen           | 1,92                 | 1,93        | 1,69        | 1,59        | 1,67        | 1,95        | 1,68        | 1,56        | 1,28        | 1,69        | 1,95        | 1,31        | 1,82              |
| Rindergülle                 | 0,67                 | 0,61        | 1,64        | 0,92        | 1,65        | 0,52        | 0,62        | 1,03        | 3,46        | 1,54        | 0,72        | 3,34        | 0,96              |
| Schweinegülle               | 0,22                 | 0,15        | 0,66        | 0,11        | 0,69        | 0,31        | 0,43        | 0,12        | 0,35        | 0,62        | 0,17        | 0,68        | 0,33              |
| Geflügelkot                 | 0,03                 | 0,04        | 0,02        | 0,04        | 0,03        | 0,04        | 0,14        | 0,04        | 0,03        | 0,04        | 0,01        | 0,03        | 0,04              |
| Rinderfestmist              | 0,12                 | 0,06        | 0,07        | 0,13        | 0,07        | 0,05        | 0,16        | 0,11        | 0,17        | 0,12        | 0,02        | 0,11        | 0,08              |
| Σ Wirtschaftsdünger         | 1,04                 | 0,87        | 2,40        | 1,20        | 2,43        | 0,93        | 1,35        | 1,31        | 4,01        | 2,33        | 0,92        | 4,15        | 1,40              |
| <b>Substrat</b>             | <b>ab 2014</b>       |             |             |             |             |             |             |             |             |             |             |             |                   |
| <b>Maissilage</b>           | <b>1,29</b>          | <b>1,38</b> | <b>1,38</b> | <b>0,80</b> | <b>1,38</b> | <b>1,77</b> | <b>1,46</b> | <b>0,95</b> | <b>1,05</b> | <b>1,53</b> | <b>1,80</b> | <b>1,10</b> | <b>1,48</b>       |
| Grassilage                  | 0,37                 | 0,30        | 0,14        | 0,21        | 0,14        | 0,08        | 0,08        | 0,22        | 0,23        | 0,08        | 0,04        | 0,10        | 0,17              |
| Getreide-Ganzpflanzensilage | 0,16                 | 0,20        | 0,17        | 0,16        | 0,16        | 0,06        | 0,07        | 0,20        | 0,03        | 0,11        | 0,02        | 0,06        | 0,11              |
| Weizenkörner                | 0,02                 | 0,03        | 0,00        | 0,03        | 0,00        | 0,00        | 0,01        | 0,03        | 0,01        | 0,01        | 0,00        | 0,03        | 0,01              |
| Roggenkörner                | 0,01                 | 0,01        | 0,05        | 0,01        | 0,05        | 0,02        | 0,01        | 0,01        | 0,08        | 0,04        | 0,04        | 0,09        | 0,03              |
| Corn-Cob-Mix                | 0,05                 | 0,02        | 0,00        | 0,00        | 0,00        | 0,01        | 0,04        | 0,00        | 0,02        | 0,01        | 0,02        | 0,01        | 0,02              |
| Σ Energiepflanzen           | 1,90                 | 1,94        | 1,74        | 1,20        | 1,74        | 1,94        | 1,68        | 1,41        | 1,42        | 1,79        | 1,93        | 1,38        | 1,82              |
| Rindergülle                 | 0,62                 | 0,56        | 1,54        | 0,74        | 1,51        | 0,50        | 0,56        | 0,84        | 2,87        | 1,08        | 0,73        | 2,83        | 0,89              |
| Schweinegülle               | 0,21                 | 0,13        | 0,52        | 0,09        | 0,54        | 0,30        | 0,41        | 0,11        | 0,28        | 0,62        | 0,15        | 0,59        | 0,30              |
| Geflügelkot                 | 0,03                 | 0,05        | 0,02        | 0,03        | 0,02        | 0,04        | 0,15        | 0,04        | 0,03        | 0,03        | 0,01        | 0,03        | 0,04              |
| Rinderfestmist              | 0,13                 | 0,06        | 0,05        | 0,09        | 0,05        | 0,05        | 0,14        | 0,10        | 0,13        | 0,08        | 0,03        | 0,10        | 0,07              |
| Σ Wirtschaftsdünger         | 0,98                 | 0,80        | 2,13        | 0,95        | 2,11        | 0,89        | 1,25        | 1,08        | 3,30        | 1,81        | 0,92        | 3,55        | 1,30              |

<sup>a</sup> Ohne Berücksichtigung von Landschaftspflegematerial, Bioabfall und industriellen Reststoffen.

<sup>b</sup> Stadtstaaten: wie Mittel Deutschland

Daten: KTBL 2015, 2016

**Tabelle 16: Entwicklung der Anbauflächen von Raps insgesamt und zur Verwendung für die Biodieselerzeugung in Deutschland 2000 bis 2018.**

| <b>Jahr</b> | <b>Raps insgesamt<br/>(ha)</b> | <b>Darunter: Raps zur<br/>Biodieselerzeugung<br/>(ha)</b> |
|-------------|--------------------------------|-----------------------------------------------------------|
| 2000        | 1.046.216                      |                                                           |
| 2001        | 1.115.851                      |                                                           |
| 2002        | 1.276.006                      |                                                           |
| 2003        | 1.218.052                      |                                                           |
| 2004        | 1.267.196                      |                                                           |
| 2005        | 1.323.100                      |                                                           |
| 2006        | 1.409.900                      |                                                           |
| 2007        | 1.538.610                      |                                                           |
| 2008        | 1.363.400                      |                                                           |
| 2009        | 1.464.400                      |                                                           |
| 2010        | 1.457.300                      |                                                           |
| 2011        | 1.307.400                      |                                                           |
| 2012        | 1.299.500                      | 786.000                                                   |
| 2013        | 1.460.009                      | 613.500                                                   |
| 2014        | 1.391.900                      | 799.000                                                   |
| 2015        | 1.281.800                      | 805.000                                                   |
| 2016        | 1.322.681                      | 720.000                                                   |
| 2017        | 1.304.900                      | 598.000                                                   |
| 2018        | 1.224.400                      | 560.000                                                   |

Daten: Raps insgesamt: DESTATIS, übernommen aus Häußermann et al. (2019); Raps zur Biodiesel-Erzeugung: FNR (2019).

**Tabelle 17: Anteil konservierender Bodenbearbeitung<sup>a</sup> 2015/16 nach Bundesländern bzw. Regierungsbezirken (Gebel et al. 2021, Fuchs et al. 2022, DESTATIS 2017).**

| Bundesland          | Regierungsbezirk | Anteil konserv. Bodenbearbeitung (% AF) | Bundesland             | Regierungsbezirk | Anteil konserv. Bodenbearbeitung (% AF) |
|---------------------|------------------|-----------------------------------------|------------------------|------------------|-----------------------------------------|
| Schlesw.-Holstein   |                  | 16 %                                    | Bayern                 | Oberbayern       | 18 %                                    |
| Hamburg             |                  | 14 %                                    |                        | Niederbayern     | 16 %                                    |
| Niedersachsen       | Braunschweig     | 49 %                                    |                        | Oberpfalz        | 20 %                                    |
|                     | Hannover         | 39 %                                    |                        | Oberfranken      | 28 %                                    |
|                     | Lüneburg         | 26 %                                    |                        | Mittelfranken    | 32 %                                    |
|                     | Weser-Ems        | 18 %                                    |                        | Unterfranken     | 48 %                                    |
| Bremen              |                  | 31 %                                    | Saarland               |                  | 49 %                                    |
| Nordrhein-Westfalen | Düsseldorf       | 24 %                                    | Berlin                 |                  | 10 %                                    |
|                     | Köln             | 37 %                                    | Brandenburg            |                  | 44 %                                    |
|                     | Münster          | 16 %                                    | Mecklenburg-Vorpommern |                  | 52 %                                    |
|                     | Detmold          | 28 %                                    | Sachsen                | Dresden          | 56 %                                    |
|                     | Arnsberg         | 34 %                                    |                        | Chemnitz         | 71 %                                    |
| Hessen              |                  | 47 %                                    |                        | Leipzig          | 63 %                                    |
| Rheinland-Pfalz     |                  | 35 %                                    | Sachsen-Anhalt         |                  | 67 %                                    |
| Baden-Württemberg   | Stuttgart        | 50 %                                    | Thüringen              |                  | 69 %                                    |
|                     | Karlsruhe        | 60 %                                    |                        |                  |                                         |
|                     | Freiburg         | 20 %                                    |                        |                  |                                         |
|                     | Tübingen         | 33 %                                    | <b>Deutschland</b>     |                  | <b>40 %</b>                             |

<sup>a</sup> „Konservierende Bodenbearbeitung“ umfasst nicht-wendende Bodenbearbeitung (z. B. Grubbern, Eggen) und Direktsaatverfahren (ohne Bodenbearbeitung). Die Anteile beziehen sich auf die bearbeitete Ackerfläche ohne Dauerkulturen, Feldgras, Brachen etc.). Aufgrund der unterschiedlichen Erfassung und Abgrenzung sowie dem Vorhandensein von Leerstellen aufgrund von Geheimhaltungspflichten können sich die Angaben auf Ebene der Bundesländer bzw. Regierungsbezirke je nach Quelle etwas unterscheiden (DESTATIS 2017, Eurostat 2020, Angaben von statistischen Landesämtern).