

TEXTE

106/2024

**Abschlussbericht**

# **Berechnung von Phosphor-Überschüssen der deutschen Landwirtschaft auf der Basis von regionalisierten P-Flächenbilanzen**

**Beschreibung der nationalen BVT in der Intensivtierhaltung unter der Berücksichtigung der BVT-Schlussfolgerungen (IRPP BREF 2017) im Bereich Aufbereitung von Gülle und Gärresten**

**von:**

Helmut Döhler, Susanne Döhler  
DöhlerAgrar, Untermerzbach

Uwe Häußermann

Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Justus-Liebig-Universität Gießen, Gießen

**Herausgeber:**

Umweltbundesamt



TEXTE 106/2024

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für  
Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und  
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3717 53 258 0  
FB001296

Abschlussbericht

## **Berechnung von Phosphor-Überschüssen der deutschen Landwirtschaft auf der Basis von regionalisierten P-Flächenbilanzen**

Beschreibung der nationalen BVT in der  
Intensivtierhaltung unter der Berücksichtigung der BVT-  
Schlussfolgerungen (IRPP BREF 2017) im Bereich  
Aufbereitung von Gülle und Gärresten

von

Helmut Döhler, Susanne Döhler  
DöhlerAgrar, Untermerzbach

Uwe Häußermann  
Institut für Landschaftsökologie und  
Ressourcenmanagement, Justus-Liebig-Universität Gießen,  
Gießen

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:

DöhlerAgrar  
Schlossweg 7  
96190 Untermerzbach

### Abschlussdatum:

September 2022

### Redaktion:

Fachgebiet II 4.3 Terrestrische Ökosysteme  
Gabriele Borghardt

Publikationen als pdf:

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

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Juli 2024

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

### **Kurzbeschreibung: Berechnung von Phosphor-Überschüssen der deutschen Landwirtschaft auf der Basis von regionalisierten P-Flächenbilanzen**

Die deutsche Landwirtschaft trägt zusammen mit Haushalten, Kommunen und dem Industriesektor zu Einträgen von Phosphor in Böden und Gewässer und damit zur Eutrophierung bei. Auch aus Gründen des Ressourcenschutzes sind Phosphoreinträge in Böden durch Tierhaltung, Pflanzenbau und Energieerzeugung bei Nachhaltigkeitsbetrachtungen zu berücksichtigen. Auf Grundlage älterer Bilanzierungsansätze zur N-, P- und K-Bilanzierung für den Sektor Landwirtschaft und neuer Bilanzierungsansätze für die regionalisierte N-Flächenbilanz (Häußermann et al. 2019) wurden im Rahmen des hier vorliegenden Vorhabens regionalisierte P-Flächenbilanzen mit der räumlichen Auflösung auf Kreisebene und in der Zeitreihe 1995 bis 2017 berechnet. Die P-Flächenbilanz ist in den meisten Regionen Deutschlands ausgeglichen oder leicht positiv ( $\leq 2$  kg P/ha LF). Dies sind Regionen mit an die Fläche angepassten Tierhaltungen oder überwiegend mit Ackerbau (Baden-Württemberg, Nordbayern, Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland und alle neuen Bundesländer). Die Regionen mit den höchsten P-Flächenbilanzüberschüssen sind der Nordwesten Deutschlands (48,5 kg P/ha LF im Landkreis Vechta), daneben weisen die Gemüseanbauggebiete in Rheinland-Pfalz (Pfalz und Rheinhessen), Südostbayern und Allgäu hohe ( $> 5$  kg P/ha LF) P-Flächenbilanzüberschüsse auf. Die Ergebnisse aus diesen Berechnungen werden verwendet, um die überschüssige (= potenziell zu exportierende) Wirtschaftsdüngeremenge in den Hotspotregionen der Tierhaltung sowohl auf regionaler als auch nationaler Ebene mit 2 Szenarien zu berechnen. Die Berechnungen ergeben für die Tierhaltungs-Hotspotregionen Deutschlands einen jährlichen Phosphor- und Wirtschaftsdüngerüberschuss von insgesamt 28.359 t P und 19,97 Mio. t WSD (für das Szenario 1) sowie für Szenario 2 insgesamt 41.684 t P und 29,83 Mio. t WSD.

### **Abstract: Calculation of phosphorus surpluses in German agriculture based on regionalised P land area balances**

German agriculture, along with households, municipalities and the industrial sector, contributes to inputs of phosphorus into soils and water bodies and thus to eutrophication. For reasons of resource protection, phosphorus inputs to soils from livestock farming, crop cultivation and energy production also need to be taken into account within sustainability considerations. Based on earlier accounting approaches for N, P, and K balances for the agriculture sector and new accounting approaches for the regionalized N agricultural land balance (Häußermann et al. 2019), regionalized P agricultural land balances with the spatial resolution at the district level and in the time series 1995 to 2017 were calculated within the framework of the project presented here. The P agricultural land balance is even or slightly positive ( $\leq 2$  kg P/ha used agricultural land (UAA) in most regions of Germany. These are regions with livestock production that is adjusted to the land or predominantly with arable farming (Baden-Württemberg, northern Bavaria, Hesse, Rhineland-Palatinate, Saarland, and all new German federal states). The regions with the highest P land area balance surpluses are located in the northwest of Germany (i.e. 48.5 kg P/ha UAA in the district of Vechta); in addition, the vegetable growing regions in Rhineland-Palatinate (Pfalz and Rheinhessen), southeast Bavaria and Allgäu show high ( $> 5$  kg P/ha UAA) P land area balance surpluses. The results from these calculations are used to calculate the surplus (= potentially to be exported) farm manure quantity in the livestock hotspot regions on both regional and national level with 2 scenarios. The calculations result in a total annual phosphorus resp. livestock manure (LM) surplus of 28,359 t P and 19.97 million t LM for the livestock hotspot regions of Germany (for scenario 1) and a total of 41,684 t P and 29.83 million t LM for scenario 2.

## Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	7
Tabellenverzeichnis.....	7
Abkürzungsverzeichnis.....	8
Zusammenfassung.....	10
Summary.....	14
1 Einleitung und Zielsetzung.....	18
2 Hintergrund und Einordnung.....	19
2.1 Bedeutung von Phosphor für die Landwirtschaft und Endlichkeit der Vorräte.....	19
2.2 Ökologische Effekte (Eutrophierung).....	20
2.3 Die wichtigsten rechtlichen Regelungen.....	20
2.4 P-Bilanz der europäischen Union (EU-27).....	21
2.5 P-Gehalte der Böden Europas.....	21
2.6 P-Gehalte der Böden Deutschlands.....	22
2.7 Hotspotregionen der Tierhaltung in Deutschland.....	22
3 Landwirtschaftliche Phosphor-Flächenbilanz.....	25
3.1 Phosphor-Versorgungsstufen der Böden und Phosphor-Überhang in den Hotspotregionen der Tierhaltung.....	26
3.2 Mengengerüst und Koeffizienten für Pflanzenbau und Tierhaltung.....	28
3.3 Berechnung der Phosphor-Flächenbilanz.....	29
3.3.1 Phosphor-Zufuhr-Komponenten.....	29
3.3.2 Phosphor-Abfuhr-Komponenten.....	31
4 Ergebnisse der Phosphor-Flächenbilanz.....	33
4.1 Zufuhr, Abfuhr und Überschuss der Phosphor-Flächenbilanz.....	33
4.2 Nährstoffüberhang und Wirtschaftsdüngerexportbedarf.....	40
4.2.1 N- und P-Überhang in den Hotspotregionen.....	45
5 Schlussfolgerung und Ausblick.....	47
6 Quellenverzeichnis.....	48

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Entwicklung des Mineraldüngerabsatzes in der Landwirtschaft in Deutschland (vor 1993/94 Westdeutschland) von 1949/50 bis 2018/19 für die Makronährstoffe N, P, K und Ca.....	27
Abbildung 2:	Häufigkeitsverteilung der Gehaltsklassen* an DL-löslichem Phosphat in 1094 Bodenproben aus dem agrarischen Intensivgebiet Süddoldenburg.....	28
Abbildung 3:	Phosphor-Zufuhr, -Abfuhr und -Überschuss und Trends von 1995 bis 2017.....	34
Abbildung 4:	Phosphor-Flächenbilanzüberschüsse ohne Wirtschaftsdünger-Transfers und -importe im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 <sup>a</sup> .....	35
Abbildung 5:	Phosphor-Zufuhr aus Wirtschaftsdüngern (ohne Gärreste) und Einstreu im Mittel der Jahre 2015 bis 2017.....	36
Abbildung 6:	Tierbesatzdichte und flächenspezifische eingespeiste elektrische Arbeit aus Biogasanlagen im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 <sup>a</sup> .....	37
Abbildung 7:	Phosphor-Zufuhr mit Gärresten aus a) Wirtschaftsdüngern, b) Bioabfällen und c) Energiepflanzen im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 <sup>a</sup> .....	38
Abbildung 8:	Phosphor-Zufuhr mit Gärresten im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 <sup>a</sup> .....	39
Abbildung 9:	Phosphor-Zufuhr mit Mineraldüngern im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 <sup>a</sup> .....	40
Abbildung 10:	Phosphor-Abfuhr (links) und -Zufuhr (ohne Wirtschaftsdüngertransfers) (rechts) im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 <sup>a</sup> .....	41
Abbildung 11:	Übersicht über das P-Aufkommen in Wirtschaftsdüngern und Gärresten nach Quelle und Region (Mittel der Jahre 2015 bis 2017).....	43
Abbildung 12:	Detaildarstellung des P-Aufkommens in Wirtschaftsdüngern nach Quelle und Region im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 in kt P/a.....	44

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Landwirtschaftliche Struktur der fünf Hotspotregionen der Tierhaltung im Vergleich zu Deutschland insgesamt im Mittel der Jahre 2016 bis 2018.....	24
Tabelle 2:	Bilanzgrößen der P-Flächenbilanz.....	25
Tabelle 3:	Bilanzgrößen der P-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland (Mittel der Jahre 2015 – 2017) und ihre Änderung gegenüber dem Mittel der Jahre 1995 bis 1997.....	34
Tabelle 4:	P-Anfallmengen in Wirtschaftsdüngern und Exportbedarf in andere Regionen im Mittel der Jahre 2015 bis 2017.....	46

## Abkürzungsverzeichnis

<b>a</b>	Jahr
<b>ASE</b>	Agrarstrukturerhebung
<b>Ca</b>	Calcium
<b>DL</b>	Doppel-Laktat (Extraktionslösung zur Phosphorbestimmung)
<b>dt</b>	Dezitonne
<b>DüV</b>	Düngeverordnung
<b>el</b>	elektrisch
<b>FM</b>	Frischmasse
<b>Gg</b>	Gigagramm
<b>GVE</b>	Großvieheinheiten
<b>GWh</b>	Gigawattstunden
<b>ha</b>	Hektar
<b>K</b>	Kalium
<b>kg</b>	Kilogramm
<b>kt</b>	Kilotonnen
<b>LF</b>	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
<b>LZ</b>	Landwirtschaftszählung
<b>mg</b>	Milligramm
<b>MWh</b>	Megawattstunden
<b>N</b>	Stickstoff
<b>NI</b>	Niedersachsen
<b>NRW</b>	Nordrhein-Westfalen
<b>OGewV</b>	Oberflächengewässerverordnung
<b>P</b>	Phosphor
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub></b>	Phosphorpentoxid
<b>SH</b>	Schleswig-Holstein
<b>StoffBiV</b>	Stoffstrombilanzverordnung
<b>t</b>	Tonnen
<b>TM</b>	Trockenmasse
<b>TP</b>	Tierplatz
<b>Variable</b>	<b>Bedeutung</b>
<b>Abf</b>	Abfuhr
<b>AF</b>	Anrechnungsfaktor
<b>avE<sub>GL</sub></b>	durchschnittlichen flächenspezifischen Ertrag der Jahre 1995 bis 2017
<b>BF</b>	Bedarfsfaktor
<b>E<sub>Pgemu</sub></b>	Ernteprodukte Gemüse

<b>Variable</b>	<b>Bedeutung</b>
<b>Pueb</b>	Phosphor Überschuss
<b>X<sub>p, GL</sub></b>	spezifische P-Gehalt im Erntegut von Dauergrünland
<b>Zuf<sub>MD</sub></b>	Mineraldüngerzufuhr
<b>Zuf<sub>WSD</sub></b>	Zufuhr Wirtschaftsdünger ohne Gärreste
<b>Zuf<sub>Dig</sub></b>	Zufuhr Gärreste
<b>Trsf<sub>WSD</sub></b>	Kreisüberschreitende Wirtschaftsdüngertransfers einschließlich Gärreste
<b>Zuf<sub>SeRoD</sub></b>	Zufuhr Saat- und Pflanzgut
<b>Zuf<sub>SG</sub> - Abf</b>	Zufuhr Sekundärrohstoffdünger

## Zusammenfassung

### Einleitung und Zielsetzung

Die regional konzentrierte Tierhaltung in Deutschland führt in den Hotspotregionen Deutschlands zu quantifizierbaren Stickstoff-Nährstoffüberhängen, die wiederum zu Austrägen von Stickstoffspezies mit entsprechenden Konsequenzen für Luft, Boden und Wasser führen. Darüber hinaus trägt die deutsche Landwirtschaft zusammen mit Haushalten, Kommunen und dem Industriesektor zu Einträgen von Phosphor in Böden und Gewässer und damit zur Eutrophierung bei. Auch aus Gründen des Ressourcenschutzes sind Phosphoreinträge in Böden durch Tierhaltung, Pflanzenbau und Energieerzeugung bei Nachhaltigkeitsbetrachtungen zu berücksichtigen, denn Phosphor ist ein nicht erneuerbarer Rohstoff, dessen globale Reserven nach aktuellem Kenntnisstand auf 67 Milliarden Tonnen geschätzt werden. Bei gleichbleibender P-Förderung können diese den weltweiten Bedarf noch über 50 - 320 Jahre decken (Ulrich, 2013; BGR, 2013). Die Landwirtschaft ist daher allein aus Gründen des Ressourcenschutzes gefordert, unnötige P-Einträge in Böden zu minimieren, darüber hinaus müssen Überversorgungen vermieden werden, um Austräge in Grund- und Oberflächengewässer gering zu halten. Mit den Regelungen der neuen DüV (2017/2020) wurden weitergehende Begrenzungen auch für die P-Düngung eingeführt, die zukünftig einen erhöhten überregionalen Exportbedarf für Wirtschaftsdünger (WSD) zur Folge haben werden. Eine Abschätzung des Exportbedarfs war bisher nur bedingt möglich, da keine konsistenten und regional aufgelösten Daten über den P-Versorgungszustand oder die P-Gehalte in Deutschland vorliegen.

Auf Grundlage älterer Bilanzierungsansätze zur N-, P- und K-Bilanzierung für den Sektor Landwirtschaft (Bach et al. 1998, Behrendt et al. 2002) und neuer Bilanzierungsansätze für die regionalisierte N-Flächenbilanz (Häußermann et al. 2019) wurden daher im Rahmen des hier vorliegenden Vorhabens regionalisierte P-Flächenbilanzen mit der räumlichen Auflösung auf Kreisebene und in der Zeitreihe 1995 bis 2017 berechnet. Aus den Bilanzergebnissen können regionalisierte P-Überschüsse berechnet werden, die als Grundlage für die Entwicklung umweltstrategischer Maßnahmen bis hin zu politischen Steuerungsinstrumenten dienen können.

### Methoden

#### Mengengerüst und Koeffizienten für Pflanzenbau und Tierhaltung

Die Bilanzkomponenten werden analog zur regionalisierten N-Flächenbilanz nach Häußermann et al. (2019) berechnet. Weitergehende Details zur Methodik sind dort beschrieben und werden hier für die P-Flächenbilanzen übernommen.

Für die Koeffizienten der P-Abfuhr über Ernteprodukte werden die DüV (2017, in der Fassung vom 27. Mai 2017), bzw. die Umsetzungsempfehlungen zur DüV (2017) der zuständigen Länderbehörden zu Grunde gelegt (die dort angegebenen Koeffizienten zur P-Abfuhr über die Ernteprodukte sind in den Umsetzungsempfehlungen der verschiedenen Länderbehörden identisch, weswegen die Koeffizienten nicht nach Ländern unterschieden werden müssen). Die Koeffizienten der P-Zufuhr aus tierischen Exkrementen werden ebenfalls der DüV (2017, in der Fassung vom 27. Mai 2017) entnommen. Das Mengengerüst des Einsatzes von mineralischem Phosphordünger beruht auf Veröffentlichungen des Statistischen Bundesamtes. Mangels ausreichend genauer Daten zur regionalen Verteilung der mineralischen Phosphordünger wird diese entsprechend des methodischen Ansatzes zur regionalen Verteilung der stickstoffhaltigen Mineraldünger (Häußermann et al., 2019) für die regionalisierte N-Flächenbilanzierung errechnet.

### **Berechnung der Phosphor-Flächenbilanz**

Angenommen wird, dass innerhalb der Systemgrenzen der P-Flächenbilanz keine Verluste von P in die Umwelt auftreten, d. h. die Komponente „Emissionen in die Umwelt“, die für die im Rahmen der N-Flächenbilanzierung (in Form gasförmiger N-Verluste aus Stall und Lager) als wesentlicher Teil zu berücksichtigen ist, entfällt für die Berechnung der P-Flächenbilanz.

Die P-Flächenbilanz unterliegt folgenden impliziten Annahmen: Die zeitliche Auflösung beträgt ein Jahr, d. h. unterjährige Änderungen werden nicht berücksichtigt. Die Lagerbestände von bspw. Futtermitteln, Energiepflanzen für die Biogaserzeugung, Wirtschaftsdüngern und Mineraldünger werden als konstant betrachtet. Änderungen von Bodenvorräten werden ebenfalls nicht mit einbezogen. Da jedoch davon auszugehen ist, dass Landwirte durch Lagerhaltung von Futtermitteln und Biogassubstraten ertragsarme Jahre teilweise überbrücken und Mineraldüngerbestände abhängig von bspw. den Düngemittelpreisen zu- oder abbauen, wird die Aussagekraft der Bilanzergebnisse für Einzeljahre eingeschränkt, weshalb als Bewertungsgrundlage mehrjährige (i.d.R. dreijährige) Mittelwerte der Bilanzergebnisse verwendet werden.

### **Berechnung der regionalen Phosphor-Überhänge**

Auf Grundlage von Analysen der LUFA Oldenburg aus den 1990er-Jahren (LUFA Oldenburg 1992), der deutlichen Absenkung der Richtwerte für die P-Gehaltsklassen seit Anfang der 1990er Jahre mit den VDLUFA-Standpunkten zur Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf (VDLUFA 1997, 2018) und den Ergebnissen der P-Flächenbilanz für 1995 bis 2017 kann geschlossen werden, dass die Böden in den Hotspotregionen der Tierhaltung gegenwärtig überwiegend mit P überversorgt sind und somit der Wirtschaftsdünger-Exportbedarf unter Annahme einer P-Abreicherung über einen längeren Zeitraum hinweg bestimmt werden kann, ohne die quantitative und qualitative Ertragsfähigkeit der Böden zu beeinträchtigen.

Die P-Aufnahmefähigkeit der dieser Analyse zugrunde liegenden Böden ist der primär begrenzende Faktor für die Wirtschaftsdüngeranwendung und die N-Aufnahmefähigkeit unter den gegenwärtig gegebenen rechtlichen Rahmenbedingungen der DüV (2017, in der Fassung vom 10. August 2021) der die P-Aufnahmefähigkeit nachgeordnet ist.

Vor diesem Hintergrund wurden zwei Szenarien abgeleitet, mittels derer die Wirtschaftsdünger-Exportmengen aus den fünf Hotspotregionen der Tierhaltung bestimmt werden:

- ▶ Szenario 1: kreisbezogene P-Zufuhr 20 % unter der P-Abfuhr mit Ernteprodukten und
- ▶ Szenario 2: kreisbezogene P-Zufuhr 50 % unter der P-Abfuhr mit Ernteprodukten

### **Ergebnisse**

#### **Zufuhr, Abfuhr und Überschuss der Phosphor-Flächenbilanz**

Die bedeutendste Zufuhrgröße in der P-Flächenbilanz Deutschlands ist mit 10,9 kg P/ha LF die innerbetriebliche Verwertung von Wirtschaftsdüngern (ohne Gärreste), diese ging über den Betrachtungszeitraum der P-Flächenbilanz um 2,3 kg P/ha LF zurück, zugleich ist die Zufuhr mit Gärresten von fast Null auf 6,5 kg P/ha LF angestiegen, wovon etwa die Hälfte auf Wirtschaftsdüngervergärung zurückzuführen ist. Der Rückgang der P-Zufuhr aus der innerbetrieblichen Verwertung von Wirtschaftsdüngern ist also darauf zurückzuführen, dass ein Teil des Wirtschaftsdüngers statt direkt ausgebracht zu werden den Verfahrenspfad über Biogasanlagen geht.

Die P-Zufuhr mit Mineraldünger beträgt im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 7,2 kg P/ha LF und ist mit einem Rückgang von 3,4 kg P/ha LF somit ein Drittel niedriger als noch zu Beginn des Betrachtungszeitraums (1995-2017). Eine starke relative Zunahme der P-Zufuhr erfolgt mit 0,3 (+0,2) kg P/ha LF mit Wirtschaftsdünger aus grenzüberschreitenden Importen –dies sind Importe aus den Niederlanden. Importe aus anderen Ländern sind marginal und werden hier nicht eingerechnet. Die Zufuhr von P mit SeRo-Düngern ist mit 1,4 (-0,2) kg P/ha LF etwas zurückgegangen. Insgesamt beträgt die P-Zufuhr 27,1 kg P/ha LF und hat mit 0,7 kg P/ha LF innerhalb des Betrachtungszeitraums der P-Flächenbilanz leicht zugenommen.

Deutlich stärker als die P-Zufuhr hat die P-Abfuhr um 3,7 kg P/ha LF zugenommen. Sie beträgt im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 nunmehr 24,9 kg P/ha LF, d. h. der P-Überschuss beträgt im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 2,2 kg P/ha LF, der Rückgang beträgt somit 3,0 kg P/ha LF gegenüber dem Mittel der Jahre 1995 bis 1997.

Die P-Abfuhr über Ernteprodukte setzt sich dabei zusammen aus der Abfuhr mit pflanzlichen Marktprodukten in Höhe von 13,5 (+2,1) kg P/ha LF. Dies sind Abfahren, die den Bilanzrahmen „Landwirtschaft“ verlassen. Flüsse innerhalb der Landwirtschaft bilden die Ernteabfuhr über Energiepflanzen zur Biogaserzeugung in Höhe von 3,2 kg P/ha LF gegenüber fast Null zu Beginn des Betrachtungszeitraums und die Ernteabfuhr mit Futtermitteln und Stroh für Einstreu in Höhe von 8,8 (-1,6) kg P/ha LF.

Der Verlauf über die P-Zufuhr, -Abfuhr und den Überschuss von 1995 bis 2017 zeigt, dass die Zufuhr im Wesentlichen konstant bleibt und lediglich in den 2000er Jahren etwas geringer war als im vorhergehenden Zeitraum, und dass die P-Abfuhr im Trend über den Betrachtungshorizont zunimmt, somit der P-Flächenbilanzüberschuss leicht abnimmt. Diese Trends sind jedoch nicht signifikant.

### **Regionale Phosphor-Flächenbilanz**

Die P-Flächenbilanz ist in den meisten Regionen Deutschlands ausgeglichen oder leicht positiv ( $\leq 2$  kg P/ha LF), was bei mineralischen Böden für die Umwelt bzw. Gewässer i. d. R. als nicht problematisch anzusehen ist. Dies sind Regionen mit an die Fläche angepassten Tierhaltungen oder überwiegend mit Ackerbau (Baden-Württemberg, Nordbayern, Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland und alle neuen Bundesländer).

Den niedrigsten P-Flächenbilanzsaldo weist der Landkreis Altenburger Land mit -3,28 kg P/ha LF aus. Die Regionen mit den höchsten P-Flächenbilanzüberschüssen sind der Nordwesten Deutschlands (48,5 kg P/ha LF im Landkreis Vechta), daneben weisen die Gemüseanbauggebiete in Rheinland-Pfalz (Pfalz und Rheinhessen), Südbayern und Allgäu hohe ( $> 5$  kg P/ha LF) P-Flächenbilanzüberschüsse auf. Diese Gebiete sind zumeist auch Regionen mit hoher Tierbesatzdichte. Besonders hervorzuheben sind die Regionen Vechta-Cloppenburg (Kreise Cloppenburg, Emsland, Vechta, Grafschaft Bentheim) und Münsterland (Kreise Borken, Coesfeld, Steinfurt, Warendorf) als die beiden Regionen mit der höchsten Viehbesatzdichte in Deutschland, im Wesentlichen mit Schweine- und Geflügelhaltung. Im Süden gibt es zwei kleinere Regionen mit Flächenbilanzüberschüssen, das sind in Südbayern die Kreise Mühldorf, Erding, Ebersberg, Rosenheim, Traunstein, Altötting und im Allgäu die Kreise Unterallgäu, Oberallgäu, Ostallgäu, Lindau (Bodensee), Ravensburg, als die Region mit der größten Bestandsdichte an Rindvieh.

Der Kreis mit der höchsten P-Zufuhr über Wirtschaftsdünger (ohne Gärreste) ist der Landkreis Vechta mit 69 kg P/ha LF, wobei zu berücksichtigen ist, dass aus dem Landkreis Vechta mit 44 kg P/ha LF bereits erhebliche Mengen Wirtschaftsdünger (einschl. Gärresten) in andere Gebiete exportiert werden. Dies ist gleichfalls der höchste Wert eines einzelnen Landkreises.

### Nährstoffüberhang und Wirtschaftsdüngerexportbedarf

Der Mittelwert der P-Abfuhr in den Hotspotregionen der Tierhaltung ist mit 25,0 bis 31,9 kg P/ha LF zwar höher als im Mittel für Deutschland (24,9 kg P/ha LF), der Kreis mit der höchsten P-Abfuhr (Landkreis Wesermarsch mit 34,6 kg P/ha LF) liegt jedoch außerhalb der Hotspotregionen. Insgesamt ist die regionale Spreizung der P-Abfuhr mit 11,1 bis 34,6 kg P/ha LF geringer als die P-Zufuhr mit 13,9 bis 79,2 kg P/ha LF (ohne Berücksichtigung der Wirtschaftsdüngertransfers) und die regionalen Unterschiede sind weniger stark ausgeprägt.

Zur Berechnung der Wirtschaftsdüngermengen wird aus den tierplatzspezifischen Gülle-, Festmist- und Jauchemengen nach DüV 2017 und dem Mittelwert der Tierbestände aus der Allgemeinen und repräsentativen Viehbestandserhebung in den Jahren 2016 bis 2018 die Tierkategorie spezifische Wirtschaftsdüngermenge abgeleitet, anhand derer zusammen mit den zuvor berechneten Tierbeständen in den verschiedenen Stallhaltungsverfahren die Gülle-, Festmist- und Jauchemenge berechnet wird. Die aus dieser Vorgehensweise bestimmten Wirtschaftsdüngermengen betragen für Deutschland insgesamt 213 Mio. t Frischmasse. Die Wirtschaftsdüngermengen wurden ebenso wie die N- und P-Anfallmengen für alle Kreise und für die fünf Hotspotregionen der Tierhaltung aggregiert und detailliert nach Tierart, Stallhaltungsverfahren und Größenklassen aufgeschlüsselt berechnet; ebenso die Gärrestmengen nach Anlagengrößenklassen und getrennt nach Energiepflanzen- und Bioabfallgärresten.

Auf Grundlage der mittleren Nährstoffgehalte der Wirtschaftsdünger und Gärreste können dem P-Überhang aus den beiden Szenarien (1) „P-Zufuhr 20 % unter Abfuhr“ und (2) „P-Zufuhr 50 % unter Abfuhr“ eine korrespondierende N-Menge und Frischmasse der Wirtschaftsdünger und Gärreste zugeordnet werden. Demnach weist im Szenario 1 die Region Vechta-Cloppenburg mit 14.667 t P (entspricht 9 Mio. t FM Wirtschaftsdünger und 86.207 t N) den höchsten Exportbedarf auf und die Region Ostwürttemberg/Mittelfranken mit 964 t P (entspricht 0,8 t FM Wirtschaftsdünger und 5.955 t N) den geringsten Exportbedarf. Für die Region Vechta-Cloppenburg würde dies einem Exportbedarf von 72 % aller tierischen Exkrememente (bezogen auf P), bzw. einschließlich der Energiepflanzen-Gärreste 65 % aller mit Wirtschaftsdüngern und Gärresten anfallenden P-Mengen entsprechen. Im Szenario 2 läge der Exportbedarf bei 90 bzw. 82 % der anfallenden Mengen, d. h. der größte Teil der in Wirtschaftsdüngern und Gärresten anfallenden P-Mengen müsste unter den angenommenen P-Abreicherungszenarien exportiert werden. Für Ostwürttemberg/Mittelfranken liegen die Anteile der zu exportierenden Wirtschaftsdüngermengen in Szenario 1 bei 27 bzw. 22 % würde in Szenario 2 jedoch erheblich auf 76 bzw. 63 % steigen. Szenario 2 würde für alle fünf Hotspotregionen einen großen Exportbedarf der anfallenden Wirtschaftsdünger und Gärreste bedeuten, der bei einem Anteil von 74 bis 90 % der tierischen Exkrememente ohne Energiepflanzengärreste bzw. von 63 bis 82 % einschl. der Energiepflanzengärreste liegt.

Es kann weiter angenommen werden, dass die exportierten Nährstoffe zunächst P-Zufuhr aus Mineraldünger ersetzen. Dies würde bedeuten, dass mit 28.463 t P Exportbedarf (entspricht 19,97 Mio t WSD) in Szenario 1 bereits rund 1/4 der gesamten Mineraldüngerzufuhr von 119.287 t P ersetzt werden könnte. In Szenario 2 würde dieser Anteil mit mehr als 1/3 der Mineraldüngerzufuhr (41.684 t P/ (entspricht 29,83 Mio t WSD)) noch deutlich höher ausfallen. In Anbetracht der Tatsache, dass weitere Regionen insbesondere in Nordwestdeutschland deutliche P-Flächenbilanzüberschüsse aufweisen und somit eine P-Übersversorgung der Böden angenommen werden kann, ist zu vermuten, dass unter Annahme einer P-Abreicherung der Böden bis zu einer ausgeglichenen P-Versorgung der Böden (Versorgungsstufe C) für längere Zeit erhebliche Mengen P auch außerhalb der Landwirtschaft verwertet werden müssten.

## Summary

### Introduction and objective

The regionally concentrated livestock farming in Germany leads to quantifiable nitrogen nutrient surpluses in Germany's hotspot regions, which in turn lead to releases of nitrogen species with corresponding consequences for air, soil and water. In addition, German agriculture, together with households, municipalities and the industrial sector, contributes to inputs of phosphorus into soils and water bodies and thus to eutrophication. For reasons of resource conservation, phosphorus inputs to soils from livestock, crop production and energy generation must also be taken into account in sustainability considerations, as phosphorus is a non-renewable resource whose global reserves are estimated at 67 billion metric tons according to current knowledge. If P production remains constant, these can cover global demand for another 50 - 320 years (Ulrich, 2023; BGR, 2013). For reasons of resource conservation alone, agriculture is therefore required to minimize unnecessary P inputs into soils; in addition, over-supply must be avoided in order to keep discharges into ground and surface waters to a minimum. With the regulations of the new DüV (2017/2020), further restrictions were also introduced for P fertilization, which will result in an increased transregional export demand for livestock manure (LM) in the future. Up to now, an estimation of the export demand was only conditionally possible, since no consistent and regionally resolved data on the P-supply status or the P-contents in Germany are available.

Based on previous accounting approaches for N, P, and K budgeting for the agricultural sector (Bach et al. 1998, Behrendt et al. 2002) and new accounting approaches for regionalized N budgeting (Häußermann et al. 2019), regionalized P land area budgets with spatial resolution at county level and in the time series 1995 to 2017 were therefore calculated within the framework of the project presented here. From the accounting results, regionalized P surpluses can be calculated, which may serve as a basis for the elaboration of environmental strategic measures up to political governance mechanisms.

### Methodology

#### Quantity structure and coefficients for crop production and livestock farming

The budget components are calculated in analogy to the regionalised N land area budget by Häußermann et al. (2019). Further details on the methodology are described there and are adopted here for the P land area balances.

P removal coefficients for crop products are based on the DüV (2017, as amended on 27 May 2017) or the Implementing Recommendations for the DüV (2017) of the responsible federal state authorities (the coefficients given there for P removal via crop products are identical in the Implementing Recommendations of the various federal state authorities, so there is no need to differentiate the coefficients by federal state). P input coefficients arising from animal excrements are also taken from the DüV (2017, as amended on 27 May 2017). The quantity structure of the application of mineral phosphorus fertilisers is based on publications of the Federal Statistical Office. In the absence of sufficiently precise data on the regional distribution of mineral phosphorus fertilisers, this is calculated according to the methodological approach for the regional distribution of nitrogenous mineral fertilisers (Häußermann et al, 2019) for the regionalised N land area balance.

#### Calculation of the phosphorus land area balance

We assume that within the system boundaries of the P land area balance no losses of P to the environment occur, which means that the component "emissions to the environment", which is

to be considered as an essential part for the N land area balance ( as gaseous N losses from livestock housing and manure storage), is excluded for the calculation of the P land area balance.

The P land area balance is subject to the following implicit assumptions: The temporal resolution is one year, i.e. any changes during the year are not taken into account. Stocks of e.g. fodder, energy crops for biogas production, farm manure and mineral fertiliser are considered to be constant. Likewise, changes in soil stocks are not accounted for. However, since it is likely that farmers partly bridge low-yield years by storing feedstuffs and biogas substrates, and that mineral fertiliser stocks increase or decrease depending on, for example, fertiliser prices, the informative value of the balancing results for isolated years is limited, for which reason multi-year (usually three-year) average values of the balancing results are used as a basis for evaluation.

### **Calculation of regional phosphorus surpluses**

Based on analyses by LUFA Oldenburg from the 1990s (LUFA Oldenburg 1992), the significant lowering of the guideline values for the P content classes since the beginning of the 1990s with the VDLUFA standpoints on phosphorus fertilisation according to soil analysis and crop requirements (VDLUFA 1997, 2018) and the results of the P land area balance for the period 1995 to 2017, we can conclude, that soils in livestock hotspot regions are at present largely oversupplied with P and thus the farm manure export requirement can be determined assuming P depletion over a longer period of time without affecting the quantitative and qualitative yield capacity of the sites.

The P-uptake capacity of the soils on which this analysis is based is the primarily limiting factor for the use of livestock manure and the N-uptake capacity is subordinated to the P-uptake capacity under the legally given framework conditions of the DüV (2017, as amended on 10 August 2021) at present.

With this background, two scenarios were developed in order to determine the manure export quantities from the five livestock farming hotspot regions:

- ▶ Scenario 1: district-related P supply 20 % below P removal with harvested products and.
- ▶ Scenario 2: district-related P input 50 % below P removal with harvested products.

## **Results**

### **Input, removal and surplus of the phosphorus balance**

The most important input factor in Germany's P land area balance, amounting to 10.9 kg P/ha UAA, is the internal utilisation of livestock manure (without digestate), which decreased by 2.3 kg P/ha UAA over the assessment period of the P land area balance; at the same time, the input with digestate increased from almost zero to 6.5 kg P/ha UAA, about half of which can be attributed to the digestion of livestock manure. The decrease in the P input from the internal utilisation of livestock manure is therefore due to the fact that a proportion of the livestock manure is used in biogas plants instead of being applied to the land directly.

The P input with mineral fertiliser amounts to 7.2 kg P/ha UAA on average from 2015 to 2017 and, with a decrease of 3.4 kg P/ha UAA, is thus one third lower than at the beginning of the assessment period (1995-2017). A strong relative increase in P input occurs to the amount of 0.3 (+0.2) kg P/ha UAA with livestock manure from transnational imports - these are imports from the Netherlands. Imports from other countries are marginal and are not considered here. The input of P with secondary raw fertilisers has decreased somewhat to 1.4 (-0.2) kg P/ha UAA.

Altogether, the P input amounts to 27.1 kg P/ha UAA and has slightly increased by 0.7 kg P/ha UAA within the assessment period of the P area balance.

There was a much higher increase in P removal than in P supply, increasing by 3.7 kg P/ha UAA. It now amounts to 24.9 kg P/ha UAA in the mean of 2015 to 2017, i.e. the P surplus amounts to 2.2 kg P/ha UAA in the mean of 2015 to 2017, hence the decrease amounts to 3.0 kg P/ha UAA compared to the mean of 1995 to 1997.

The P removal via harvested products consists of the removal with cashcrops amounting to 13.5 (+2.1) kg P/ha UAA. These are removals that leave the "agriculture" balance frame. Flows within agriculture are the removal of energy crops for biogas production amounting to 3.2 kg P/ha UAA compared to almost zero at the beginning of the assessment period and the removal of fodder and straw for bedding, amounting to 8.8 (-1.6) kg P/ha UAA.

The pattern of P input, removal and surplus from 1995 to 2017 indicates inputs remaining largely constant, with only the 2000s being slightly lower than the previous period, and P removal trending upwards over the assessment period, hence the P land area balance surplus is trending slightly downwards. However, these trends are not significant.

### **Regional phosphorus land area balance**

The phosphorus land area balance in most regions of Germany is even or slightly positive ( $\leq 2$  kg phosphorus per hectare of land), which is considered not to be critical for the environment or water bodies in the case of mineral soils. The lowest P balance value per hectare is found in the Altenburger Land district amounting -3.28-0.96 kg P/ha UAA. These are regions with livestock farming well adapted to the area or largely with arable farming (Baden-Württemberg, northern Bavaria, Hesse, Rhineland-Palatinate, Saarland and all new federal states).

The regions with the highest P area balance surpluses are the northwest of Germany (48.5 kg P/ha UAA in the district of Vechta and in of the autonomous city of Münster). Furthermore, the vegetable growing regions in Rhineland-Palatinate (Pfalz and Rheinhessen), south-eastern Bavaria and Allgäu show high ( $> 5$  kg P/ha UAA) P balance surpluses. These areas are mainly also regions with high livestock densities. Particularly noteworthy are the regions of Vechta-Cloppenburg (districts of Cloppenburg, Emsland, Vechta, Grafschaft Bentheim) and Münsterland (districts of Borken, Coesfeld, Steinfurt, Warendorf) as both regions showing the highest livestock density in Germany, mainly with pig and poultry farming. In the south there are two smaller regions with balance surpluses, these are in south-eastern Bavaria the districts of Mühldorf, Erding, Ebersberg, Rosenheim, Traunstein, Altötting and in the Allgäu region in the districts of Unterallgäu, Oberallgäu, Ostallgäu, Lindau (Bodensee), Ravensburg, which represent the region with the highest stocking density of cattle.

The district with the highest P input via livestock manure (without digestate) is the district of Vechta with 69 kg P/ha UAA, whereas it has to be taken into account that considerable amounts of livestock manure (incl. digestate) are already exported from the district (44 kg P/ha UAA) to other areas.

### **Nutrient surplus and Livestock manure export requirement**

Although the mean value of P removal in the livestock hotspot regions (25.0 to 31.9 kg P/ha UAA) is higher than the mean for Germany (24.9 kg P/ha UAA), the district with the highest P removal (Wesermarsch district, 34.6 kg P/ha UAA) is located outside the hotspot regions. Overall, the regional disparity of P removal (11.1 to 34.6 kg P/ha UAA) is smaller than the P input (13.9 to 79.2 kg P/ha UAA/ without taking into account manure transfers) and the regional differences are less accentuated. In order to calculate the livestock manure quantities, the animal category specific livestock manure mass is derived from the animal place-specific

manure, solid manure and slurry quantities according to DüV 2017 and the mean value of the animal populations from the General and Representative Livestock Survey in the years 2016 to 2018. On that basis livestock manure quantities for various types of housing systems are calculated. The quantities of livestock manure obtained from this calculation approach amount to a total of 213 million tonnes of fresh mass for Germany. The livestock manure quantities, as well as the N and P quantities for all districts and for the five hotspot regions, were calculated aggregated and disaggregated in detail by livestock type, housing system and size class; likewise, the digestate quantities were calculated by plant size class and separately for energy crop and organic waste .

Based on the mean nutrient levels of livestock manure and digestate, a corresponding N quantity and fresh mass of livestock manure and digestate can be assigned to the P surplus from the two scenarios (1) "P input 20 % below removal" and (2) "P input 50 % below removal".

Accordingly, in scenario 1, the Vechta-Cloppenburg region shows the highest export demand with 14,667 t P (corresponding to 9 million t FM farm manure and 86,207 t N) and the East Württemberg/Middle Franconia region the lowest export demand with 964 t P (corresponding to 0.8 million t FM farm manure and 5.955 t N). For the Vechta-Cloppenburg region, this would correspond to an export demand of 72 % of total livestock excreta (in terms of P), or, including energy crop digestate, 65 % of all P quantities produced with farm manure and digestate. In Scenario 2, the export demand would amount to 90 or 82 % of the accruing quantities, i.e. the largest part of the P quantities accruing with livestock manure and digestate would have to be exported under the assumed P depletion scenarios. For East Württemberg/Middle Franconia, the shares of livestock manure quantities to be exported in Scenario 1 are 27 and 22 %, respectively, but would increase considerably to 76 and 63 %, respectively, in Scenario 2.

Scenario 2 would result in a high export demand for all five hotspot regions for livestock and biogas residues, which is at a share of 74 to 90% of the livestock manures excluding digestates or 63 to 82% including the digestates.

It can be further assumed that the exported nutrients will first replace P input via mineral fertilisers. Under scenario 1, this would imply that with 28,463 t P export from hotspot farms (equivalent to 19.97 m t LM) approximately 1/4 of the national mineral fertiliser input (119,287 t P) could be replaced already. Under scenario 2, this share would be even higher, at more than 1/3 of the mineral fertiliser input (41,684 t P/ (equivalent to 29.83 m t LM). Considering the fact that further regions in Germany, especially in north-western Germany, display significant P balance surpluses with a P oversupply of the soils, which need a P depletion strategy, it can be assumed that considerable amounts of P would need to be utilised for a longer period of time in non-agricultural applications until a balanced P supply of the soils (supply level C) is achieved.

## 1 Einleitung und Zielsetzung

Trotz erheblicher Anstrengungen zur Minderung der Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer, wird die Belastung von Flüssen und Seen mit Phosphor noch als deutlich zu hoch angesehen. Die gewässertypspezifischen Hintergrund- und Orientierungswerte sowohl für Gesamtphosphor als auch für Orthophosphat sind in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) gesetzlich verankert. Diese Zielwerte werden bisher nicht im gesamten Bundesgebiet eingehalten, auch wenn der Anteil der Messstellen mit sehr hoher bis erhöhter Belastung seit Anfang der 1990er Jahre erheblich abgenommen hat (OGewV 2016; BMEL und BMU 2020, Fuchs 2022).

Unmittelbar verbunden mit den Einträgen in die Binnengewässer sind mit Blick auf die Eutrophierung auch die Nährstoffeinträge in die Meere noch zu hoch. Deutschland hat das im aktualisierten Ostseeaktionsplan (HELCOM 2021) verankerte Ziel eines maximalen Phosphoreintrags von 510 Tonnen Gesamtphosphor jährlich bisher nicht erreicht und die Einträge stagnieren auf vergleichsweise hohem Niveau. Der Schwellenwert für den Gehalt an Phosphat in Grundwässern wird dagegen nur in rund 3 % der Grundwasserkörper nicht eingehalten. (UBA 2022). Daraus wird deutlich, dass insbesondere der Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer weiter zu reduzieren ist.

Nach Fuchs et al. (2022) betragen über alle relevanten Eintragspfade die modellierten P-Einträge in die deutschen Oberflächengewässer insgesamt ca. 15.400 t/a . Die größten Anteile an den Gesamteinträgen haben die urbanen Eintragspfade, also kommunale Kläranlagen und Kanalisationssysteme mit zusammen über 60 %. Die landwirtschaftlichen Eintragspfade machen etwa 4.000 t aus (Erosion 11 %, Oberflächenabfluss 9 %, Dränagen 7%).

Die regionale Konzentration der Tierhaltung spielt bei den Phosphoreinträgen in die Oberflächengewässer eine gewichtige Rolle, da mit den Nutztierausscheidungen ein nennenswerter Teil des Futterphosphors wieder zurück auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen gelangt und dort ggfs. angereichert bzw. mit Oberflächenabflüssen und Erosion sowie Auswaschung ausgetragen wird.

Da in Deutschland keine konsistenten Datensätze über die regional aufgelösten P-Gehalte und P-Gehaltsklassen in Böden vorliegen, war es Ziel des UBA-Vorhabens, einen Bilanzierungsansatz zu entwickeln, mit dem über die in der Offizialstatistik verfügbaren Daten die Zu- und Abfuhr von P sowie dessen Anreicherung in den Böden Deutschlands auf Landkreisebene ermittelt werden kann. Darauf aufbauend soll ein Datensatz für weitergehende Modellierungen erstellt werden, mit dem der aktuelle, regionalisierte P-Überschuss der P-Exportbedarf von Überschussregionen in Bedarfsregionen ermittelt werden kann.

## 2 Hintergrund und Einordnung

### 2.1 Bedeutung von Phosphor für die Landwirtschaft und Endlichkeit der Vorräte

Phosphor ist nach Stickstoff der weltweit mengenmäßig wichtigste Nährstoff im Acker- und Gartenbau. Phosphor (P) ist ein essenzielles Nährelement für alle Organismen, es nimmt eine Schlüsselrolle bei biologischen Wachstumsprozessen ein, unter anderem bei zellulären Energieflüssen, als Bauelement der DNA und bei höheren Lebewesen für die Skelettbildung. Von Natur aus sind Böden arm an Phosphor, auf solchen wachsen Pflanzen daher schlecht und zeigen charakteristische Mangelsymptome. Ohne Phosphorzufuhr ist daher kein signifikantes Pflanzenwachstum möglich.

Dementsprechend müssen Landwirtschaft und Gartenbau für eine ausreichende P-Versorgung über Düngungsmaßnahmen sorgen. Vom gedüngten P wird jedoch von jeder Ernte nur ein Bruchteil (< 10 Prozent) von den Pflanzen genutzt.

P für Dünger kommt zum überwiegenden Teil aus fossilen Lagerstätten, der geringere Teil ist magmatischen Ursprungs. Der Aufbau dieser Lagerstätten aus fossilen Tierkadavern erfolgte über mehrere Millionen Jahre, die Menge an global verfügbaren P-Reserven ist daher endlich. Die Reichweite abbauwürdiger P-Reserven wird auf 50-200 Jahre geschätzt (Ulrich, 2013), der BGR (2013) geht von 320 Jahren aus. Die Landwirtschaft ist weltweit der größte Verbraucher an P. In Deutschland wird etwa ein Viertel des Bedarfes an Dünger-P durch Mineraldünger gedeckt, die aus Lagerstätten-P hergestellt wurden. Etwa zwei Drittel werden über Wirtschaftsdünger (Stallmist, Gülle, Gärreste) auf Nutzflächen zurückgeführt, Komposte aus der getrennten Erfassung von organischen Abfällen spielen eine geringere Rolle. Schlachtnebenprodukte und Klärschlämme decken weitere 10 Prozent der P-Zufuhr landwirtschaftlich genutzter Böden (Schnug et al, 2015; Kratz et al., 2014). Derzeit werden in Deutschland jährlich rund 110.000 t Mineraldünger-P aus Rohphosphaten eingesetzt (Kratz et al., 2014). Die in Deutschland verfügbaren P-Mengen aus alternativen Quellen (neben Rohphosphaten aus Lagerstätten) sind um etwa 25 Prozent größer als der derzeitige Bedarf. Dies bedeutet, dass theoretisch (bei gleichmäßiger Verteilung) der gesamte P-Bedarf der landwirtschaftlichen Primärproduktion mengenmäßig durch P aus Wirtschaftsdüngern gedeckt werden könnte.

Phosphor weist im Vergleich zu anderen Pflanzennährstoffen, die unseren Böden regelmäßig durch Düngung zugeführt werden müssen, einige Besonderheiten auf (Schnug et al. 2015 ):

1. Eine sehr geringe Mobilität in Böden. Dies bedingt, dass Pflanzen den größten Teil ihres aktuellen P-Bedarfs aus P decken, das aus früheren Düngungsmaßnahmen stammt und in die Bodenlösung remobilisiert wurde.
2. P geht auf Böden mineralischen Ursprungs kaum durch Auswaschung und generell nicht gasförmig verloren. Auf diesen Böden gibt es praktisch keine unvermeidbaren Verluste von P bzw. können diese durch Maßnahmen der guten ackerbaulichen Praxis (z.B. Erosionsvermeidung) verhindert werden. Sind Böden allerdings mit P gesättigt, erhöht sich das Auswaschungsrisiko sehr deutlich (Pihl, 1998).
3. Die langfristige Ausnutzung von P-Düngern kann experimentell nicht bestimmt werden (Schnug et al., 2015). In sich stabile Vegetationssysteme ohne externe P-Zufuhr (Vitousek et al., 2010) implizieren jedoch, dass P über lange Zeiträume hinweg von Pflanzen vollständig genutzt werden kann. Pflanzen nehmen P primär als gelöstes Phosphat aus der Bodenlösung auf, weshalb angenommen werden kann, dass in überschaubaren Zeiträumen, z.B. binnen einer Vegetationsperiode, nur vollständig wasserlösliches oder neutral-ammonium-

citratlösliches (letzteres entspricht der Extraktionskraft der natürlichen Chemosphäre der Pflanzen) mineralisches oder vollständig mineralisierbares organisches P zu 100 Prozent genutzt werden kann. Schwerlösliche mineralische P-Formen stellen eine langsamer wirkende Reserve dar. Bei der Kennzeichnung von Düngemitteln ist daher neben dem Gesamt-P-Gehalt auch der Gehalt an pflanzenverfügbarem P (wasser- / neutral-ammonium-citratlösliches P) anzugeben, um einer Verschwendung von P vorzubeugen (Schnug et al. 2015).

## 2.2 Ökologische Effekte (Eutrophierung)

Im 20. und 21. Jahrhundert, aufgrund der wachsenden Bevölkerung und dem daraus folgenden Anstieg der Nachfrage nach Nahrungsmitteln, verbesserter Produktionstechnik und der Verfügbarkeit mineralischer P-Formen, wurde die P-Düngung zur wichtigsten P-Quelle in den Böden. In den Industrieländern weltweit kam es daher in den letzten Jahrzehnten zu einer P-Akkumulation, die auf hohe P-Düngergaben zurückzuführen ist. Obwohl sich dieser P-Eintrag in die Böden positiv auf die Erträge auswirkt, sind die Auswirkungen überhöhter P-Gehalte auf die Umwelt, insbesondere die Gewässereutrophierung, in Europa zu einem Problem geworden (Schoumans et al., 2015).

Überwiegend befinden sich die Gewässer Deutschlands mehrheitlich in keinem guten Zustand. Die Eutrophierung mit Phosphor ist eines der größten Probleme, weil es ein übermäßiges Wachstum von Algen und Wasserpflanzen auslöst, was wiederum zu hohem Sauerstoffverbrauch im Gewässer bis hin zu Sauerstoffdefiziten führt. Um weitere Überdüngung zu vermeiden, muss vor allem die Belastung durch Phosphor verringert werden (UBA 2023).

Hohe Gehalte an Phosphor in den Böden, überwiegend hervorgerufen durch Düngung mit Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft, mineralischen Düngemitteln und Siedlungsabfällen erhöhen den Austrag des Nährelements über Oberflächenabfluss, Drainagen und Erosion in die Gewässer (insgesamt sind etwa 27% der Gesamteinträge in Deutschland auf diese Eintragspfade zurückzuführen (Fuchs et al. 2022)). Daher müssen überhöhte P-Gehalte in Böden vermieden werden.

## 2.3 Die wichtigsten rechtlichen Regelungen

Nach der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-RL 2000/60/EG) müssen alle Gewässer bis 2027 einen guten ökologischen Zustand erreichen. In Deutschland haben fast zwei Drittel der Gewässer hierfür zu hohe Phosphorgehalte. Um die Einträge in Gewässer zu reduzieren, schreibt die novellierte Düngeverordnung (DüV 2017 / 2020) vor, auf Böden mit hohen Phosphorgehalten die Düngung mit Phosphor zu begrenzen. In bereits eutrophierten Gebieten können die Anforderungen verschärft werden.

Für die Einstufung der Boden-Gehaltsklassen wird gemäß der Methodik des VDLUFA (2018) der aktuell aus dem Boden verfügbare P in Deutschland durch eine Bodenuntersuchung auf extrahierbares P (sog. pflanzenverfügbares P) bestimmt und mit Gehaltsklassen von A (sehr niedrig) bis E (sehr hoch) quantifiziert. In der Gehaltsklasse C reicht das aus Bodenvorräten verfügbare P zur Deckung des Bedarfs einer Ernte oder des Ertrages einer Rotation (je nachdem, ob jährlich oder nur einmal in der Fruchtfolge gedüngt wird). Bei höheren Gehalten im Boden (Klassen D und E) werden durch Düngung keine signifikanten Mehrerträge erwartet. Mit Erreichen der Gehaltsklasse C dürfen daher fortan nur noch die Mengen an P durch Düngung ergänzt werden, die durch den Entzug der Ernten des Folgejahres oder der Fruchtfolge zu erwarten sind. In den Gehaltsklassen D und höher ist Düngung ohne Nutzen, ggf. aber negativ

durch Eutrophierung von Ökosystemen, und muss daher den Regeln guter fachlicher Praxis folgend reduziert oder unterlassen werden (Schnug et al. 2015 ).

Mit der Änderung des Düngegesetzes im Jahr 2017 wurde eine Rechtsgrundlage für den Erlass einer Verordnung über die Erstellung verbindlicher betrieblicher Stoffstrombilanzen zur Vermeidung überhöhter Düngungsmaßnahmen geschaffen. Nach § 11a des Düngegesetzes hat bei der landwirtschaftlichen Erzeugung der Umgang mit Nährstoffen im Betrieb nach guter fachlicher Praxis zu erfolgen. Die Unterlegung der guten fachlichen Praxis erfolgt unter anderem mit der Stoffstrombilanzverordnung (StoffBilV), die einen nachhaltigen und ressourceneffizienten Umgang mit Nährstoffen im Betrieb sicherstellen und somit die Düngung, die Nährstoffeffizienz und den Umweltschutz verbessern soll. Die StoffBilV ist seit dem 1. Januar 2018 in Kraft, die Auswirkungen der verbindlichen Stoffstrombilanzierung wurden bereits evaluiert und aktuell wird ein Entwurf zur Änderung der Stoffstrombilanzverordnung auf Basis dieser Evaluierung erstellt.

## 2.4 P-Bilanz der europäischen Union (EU-27)

Bis in die 1980er Jahre entfiel etwa die Hälfte des weltweiten jährlichen Gesamtverbrauchs an P-Dünger auf Europa. Danach ging der Verbrauch in Europa stark zurück, als Reaktion auf die politischen und wirtschaftlichen Veränderungen in Osteuropa sowie auf die zunehmenden Phosphorgehalte der Böden und die verbesserte Nutzung von Dünger-P in der Europäischen Union (EU). Westeuropa war im Zeitraum 1961-2012 der größte Verbraucher, trotz des Rückgangs des Verbrauchs ab den 1970er Jahren. Im Zeitraum 2008-2012 lag der durchschnittliche Verbrauch in Westeuropa auf einem ähnlichen Niveau wie der weltweite Fünfjahresdurchschnitt. Der durchschnittliche Jahresverbrauch in Europa betrug im Zeitraum 2008-2012 5,2 kg P pro ha (entspricht 12 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> pro ha).

Der Einsatz von P-Dünger hat in vielen Regionen, insbesondere in Westeuropa, zu einem Anstieg des P-Gehaltes im Boden beigetragen und einhergehend damit zu einem Rückgang der P-Düngungseffizienz, da bei hohem P-Versorgungszustand der Böden die Ausnutzung des P stark abnimmt, was wiederum zu einer Abnahme der Kosteneffizienz von P-Düngern führt. Dies erklärt zum Teil den starken Rückgang des P-Mineraldüngereinsatzes in den letzten Jahrzehnten, insbesondere in Westeuropa.

Die P-Input-Output-Bilanz für die EU-27 für 2005 (Van Dijk et al.; unveröffentlicht, zitiert in Schoumans et al. 2015 ) charakterisiert sich wie folgt: Der wichtigste Input ist P aus chemischen Düngemitteln (1,49 Mio t ), gefolgt von importierten Lebensmitteln (0,63 Mio t), Futtermitteln und Non-Food-Produkten (0,55 Mio t). Die P-Nutzungseffizienz beträgt 57 % (EU-Verbrauch von Nahrungsmitteln und Nicht-Nahrungsmitteln und P-Export im Vergleich zum gesamten P-Input). Der größte Teil der an die Haushalte gelieferten landwirtschaftlichen Produkte landet in Siedlungsabfällen (0,691 Mio t), und nur ein Teil des in diesen Abfällen enthaltenen P wird recycelt (0,24 Mio t). Geht man davon aus, dass der Output ausschließlich aus dem Export von P-haltigen Produkten besteht, sinkt die P-Nutzungseffizienz auf 22 % bzw. auf 53 % unter der Annahme, dass der in der Wurzelzone von Ackerland akkumulierte P (0,82 Mio t) langfristig für den Anbau von Nutzpflanzen zur Verfügung steht. Die verbleibenden 47 % (1,25 Mio t) sind den Abfallströmen und dem Eintrag in Oberflächengewässer zuzuordnen.

## 2.5 P-Gehalte der Böden Europas

Im Rahmen einer Bodennutzungserhebung von Eurostat wurden 2009-2012 in 27 EU-Mitgliedstaaten an rund 22.000 georeferenzierten Messpunkten Oberbodenproben (0-20 cm) durchgeführt (Tóth et al., 2013). Neben grundlegenden Bodeneigenschaften wurde der

Nährstoffgehalt (N, P, K) dieser Proben in einem Labor unter Verwendung einer Standardanalysenmethode gemessen. Da bisher keine kohärenten Daten aus den EU-Mitgliedstaaten vorlagen - hauptsächlich aufgrund von Problemen bei der Datenverfügbarkeit, Datengeheimhaltung oder fehlenden Daten - bietet die LUCAS-Oberbodenerhebung erstmals einen in sich konsistenten Überblick über Oberboden-P-Gehalte und eine Bewertung des Nährstoffzustands von Ackerflächen auf europäischer Ebene. Sie können dazu beitragen, unvollständige oder veraltete nationale räumliche Phosphordatensätze zu aktualisieren und insbesondere einen unabhängigen Datensatz für den Quervergleich für die verschiedenen Länder bereitstellen.

Bei dieser Erhebung ergaben sich überwiegend mittlere bis hohe P-Gehalte in den Böden Europas. Besonders die durch Viehhaltung geprägten Regionen, ausgehend von der Bretagne, über die Beneluxstaaten, den nördlichen Gebieten von Nordrhein-Westfalen (NRW) und Niedersachsen (NI), Schleswig-Holstein (SH), Teilen des Vereinigten Königreiches, Irlands und bis nach Dänemark, aber auch Südspanien und Südfinnland zeigen sehr hohe P-Gehalte in den Böden.

## 2.6 P-Gehalte der Böden Deutschlands

Über die Studien von Tóth et al. (2013) auf europäischer Ebene hinaus existieren für Gesamt-Deutschland keine in sich konsistenten Erhebungen des P-Gehaltes oder der P-Versorgung der Böden. Zwar werden flächendeckend P-Versorgungsanalysen der Böden von den Bewirtschaftern bei akkreditierten Laboranstalten veranlasst, Datenschutzbestimmungen lassen aber die Veröffentlichung und Zugänglichkeit dieser Daten für wissenschaftliche Auswertungen nicht zu.

Lediglich die Bundesländer Thüringen und Baden-Württemberg haben räumlich differenzierte bzw. flächendeckende Datensätze generiert, jedoch werden nur die aus Thüringen veröffentlicht (TLLLR 2020, Kiemle et al. 2019). Weiterhin wurde im Rahmen des Vorhabens AGRUM-DE zeitgleich mit der hier vorliegenden Arbeit ein aktualisierter Datensatz zu Phosphor-Oberbodengehalten für die Landnutzungen Acker und Grünland über Modellrechnungen erzeugt (Wendland et al. 2022). Dieser wurde wiederum eingesetzt zur Berechnung des P-Eintrages in die Gewässer Deutschlands. Demnach beträgt der P-Gehalt der deutschen Böden im Durchschnitt 685 mg/kg mit sehr hoher sowohl räumlicher als auch nutzungsspezifischer Variabilität (Fuchs et al. 2022).

Wissenschaftliche Auswertungen von Bodenuntersuchungsergebnissen aus den 1990er Jahren lassen den Schluss zu, dass sehr viele Böden im nordwestlichen Niedersachsen und im nördlichen Nordrhein-Westfalen bereits damals sehr hoch mit Phosphor versorgt waren, und bereits daher keinen Düngungsbedarf mehr aufgewiesen haben. Dies ergibt die Analyse von insgesamt 23.000 Bodenuntersuchungsergebnissen des nordwestlichen Münsterlandes in NRW durch Pihl (1998). Bereits Anfang bis Mitte der 1990er Jahre lagen 20 % der untersuchten Ackerböden in der P-Versorgungsstufe E (damalige Versorgungsklasseneinstufung). Auch der VDLUFA (1994) hat 1994 einen Datensatz aus dem Süddoldenburger Land veröffentlicht, der regional sehr hohe oder überhöhte P-Versorgungswerte ausweist.

## 2.7 Hotspotregionen der Tierhaltung in Deutschland

Für eine eingehendere Analyse zum Nährstoffexportbedarf aus Gebieten mit hohem P-Überhang wurden fünf Regionen mit jeweils mehreren benachbarten Landkreisen definiert, die sich durch eine, im Vergleich zu benachbarten Regionen, höhere Konzentration der Tierhaltung auszeichnen. Diese Regionen kennzeichnet eine in sich verhältnismäßig einheitliche

Agrarstruktur. Sie unterscheiden sich darin aber erheblich untereinander und gegenüber Gebieten, die außerhalb dieser Hotspotregionen liegen, sind von diesen Gebieten aber nicht scharf abgrenzbar. Die Festlegung auf diese fünf Regionen erfolgte daher nicht nach rein objektiven Maßstäben. Die fünf Regionen sind:

- ▶ Münsterland (1) mit den Kreisen Borken, Coesfeld, Steinfurt und Warendorf,
- ▶ Vechta-Cloppenburg (2) mit den Kreisen Cloppenburg, Emsland, Grafschaft Bentheim und Vechta,
- ▶ Ostwürttemberg/Mittelfranken (3) mit den Kreisen Hohenlohekreis, Schwäbisch Hall und Ansbach,
- ▶ Allgäu (4) mit den Kreisen Ravensburg, Lindau (Bodensee), Ostallgäu, Unterallgäu und Oberallgäu und
- ▶ Südostbayern (5) mit den Kreisen Altötting, Ebersberg, Erding, Mühldorf a. Inn, Rosenheim und Traunstein.

Jeweils ohne die kreisfreien Städte, die innerhalb dieser Gebiete liegen.

Diese fünf Regionen umfassen zusammen 1,5 Mio. ha LF (9,3 % der LF insgesamt) und haben einen Viehbestand von 2,8 Mio. GVE (22,2 %). Sie haben somit eine Viehbesatzdichte, die mit 1,8 GVE/ha LF doppelt so hoch ist als im deutschen Durchschnitt (0,77 GVE/ha LF). In diesen fünf Regionen stehen 2,3 Mio. Rinder (19 %), 9,6 Mio. Schweine (35 %) und 16,5 Mio. Legehennen (31,3 %). Sie sind jedoch untereinander sehr heterogen: Während in den beiden süddeutschen Regionen Allgäu und Südostbayern die Rinder- und Milchviehhaltung dominiert und der Anteil von Dauergrünland (mit 72 % der LF im Allgäu und 42 % in Südostbayern) weit über dem deutschen Durchschnitt (28 % der LF) liegt, hat die Schweine- und Legehennenhaltung mit Anteilen von jeweils 0,3 bis 1,2 % an den deutschen Beständen eine untergeordnete Bedeutung. Die beiden nordwestdeutschen Regionen Münsterland und Vechta-Cloppenburg sind v. a. für die Schweinehaltung mit einem Anteil von 15 bzw. 17 % von herausragender Bedeutung und haben mit 4 bzw. 5 % der Rinder eine überdurchschnittliche Konzentration der Rinderhaltung (hier v. a. in der Rindermast, nicht jedoch in der Milchviehhaltung, die mit 2,1 bzw. 2,3 % genau dem Anteil dieser Regionen an der LF entsprechen) zudem haben sie mit 86 bzw. 85 % einen überdurchschnittlichen (71 % für Deutschland) Anteil Ackerland. Die Region Vechta-Cloppenburg zeichnet sich zudem durch eine sehr hohe Konzentration der Legehennenhaltung (25 % des deutschen Bestandes) und durch eine überdurchschnittliche Konzentration von Biogasanlagen (5,7 % der installierten Leistung von Vor-Ort-Verstromungsanlagen) aus. Die Region Ostwürttemberg/Mittelfranken beheimatet zwar viele Betriebe zur Ferkelaufzucht, ist jedoch insgesamt durch eine im Vergleich zu den vier anderen Regionen geringere Konzentration der Viehhaltung (Viehbestandsdichte von 1,0 GVE/ha LF) gekennzeichnet. In den fünf Hotspotregionen befindet sich zudem 15 % der installierten Leistung aller landwirtschaftlichen Biogasanlagen zur Vorortverstromung (d. h. ohne Biomethanaufbereitung und Bioabfallvergärung) (s. Tabelle 1).

**Tabelle 1: Landwirtschaftliche Struktur der fünf Hotspotregionen der Tierhaltung im Vergleich zu Deutschland insgesamt im Mittel der Jahre 2016 bis 2018**

Region	LF insgesamt	Ackerland	Dauergrünland	Getreide	Viehbestand	Rinder	Darunter Milchvieh	Schweine	Darunter Mastschweine	Legehennen	Viehbesatzdichte	Inst. Leistung Biogas
	1000 ha (% von DE gesamt)	1000 ha (%)	1000 ha (%)	1000 ha (%)	1000 GVE (%)	1000 Stück (%)	1000 Stück (%)	1000 Stück (%)	1000 Stück (%)	1000 Stück (%)	GVE/ha LF	MW
Deutschland	16.664	11.755,3	4.708	6.250,0	12.824	12.236	4.167	27.334	12.105	52.571	0,77	4.274
Münsterland	342 (2,1)	294 (2,5)	46 (1,0)	185 (3,0)	725 (5,7)	481 (3,9)	87 (2,1)	4.022 (14,7)	1.824 (15,1)	1.796 (3,4)	2,1	149 (3,4)
Vechta-Cloppenburg	382 (2,3)	323 (2,7)	43 (0,9)	143 (2,3)	1.050 (8,2)	594 (4,9)	94 (2,3)	4.617 (16,9)	2.015 (16,6)	12.975 (24,7)	2,8	245 (5,7)
Ostwürttemberg/Mittelfranken	226 (1,4)	155 (1,3)	70 (1,5)	88 (1,4)	222 (1,7)	200 (1,6)	66 (1,6)	725 (2,7)	226 (1,9)	521 (1,0)	1,0	76 (1,8)
Allgäu	312 (1,9)	91 (0,8)	226 (4,8)	25 (0,4)	436 (3,4)	525 (4,3)	259 (6,2)	84 (0,3)	42 (0,3)	586 (1,1)	1,4	75 (1,8)
Südostbayern	287 (1,7)	164 (1,4)	121 (2,6)	74 (1,2)	409 (3,2)	513 (4,2)	197 (4,7)	184 (0,7)	94 (0,8)	628 (1,2)	1,4	96 (2,2)
Summe der Hotspotregionen	1.549 (9,3)	1.027 (8,7)	506 (10,7)	515 (8,2)	2.842 (22,2)	2.213 (18,9)	703 (16,9)	9.632 (35,2)	4.201 (34,7)	16.504 (31,4)	1,8	638 (15,0)

### 3 Landwirtschaftliche Phosphor-Flächenbilanz

Auf Grundlage älterer Bilanzierungsansätze zur N-, P- und K-Bilanzierung für den Sektor Landwirtschaft (Bach et al. 1997, Berendt et al. 2003) und neuer Bilanzierungsansätze für die regionalisierte N-Flächenbilanz (Häußermann et al. 2019) wurden im Rahmen des Projekts „StraNuP“ regionalisierte P-Flächenbilanzen mit der räumlichen Auflösung auf Kreisebene und in der Zeitreihe 1995 bis 2017 berechnet. Die P-Flächenbilanzen beruhen dabei auf demselben Mengengerüst wie die regionalisierte N-Flächenbilanz nach Häußermann et al. (2019) (s. Tabelle 2). Innerhalb des Bilanzrahmens der P-Flächenbilanz treten keine P-Verluste in die Umwelt auf. Die P-Flächenbilanz unterliegt folgenden impliziten Annahmen: Die zeitliche Auflösung beträgt ein Jahr, d. h. unterjährige Änderungen werden nicht berücksichtigt. Die Lagerbestände von bspw. Futtermitteln, Energiepflanzen für die Biogaserzeugung, Wirtschaftsdüngern und Mineraldünger werden als konstant betrachtet. Änderungen von Bodenvorräten werden ebenfalls nicht mit einbezogen. Da jedoch davon auszugehen ist, dass Landwirte durch Lagerhaltung von Futtermitteln und Biogassubstraten ertragsarme Jahre teilweise überbrücken und Mineraldüngerbestände abhängig von bspw. den Düngemittelpreisen zu- oder abbauen, wird die Aussagekraft der Bilanzergebnisse für Einzeljahre eingeschränkt, weshalb als Bewertungsgrundlage mehrjährige (i.d.R. dreijährige) Mittelwerte der Bilanzergebnisse verwendet werden.

**Tabelle 2: Bilanzgrößen der P-Flächenbilanz**

Bilanzterm	Flächenbilanz <sup>a</sup>
<b>Zufuhr (Input) zur Bilanzeneinheit</b>	
Mineraldünger	+
Wirtschaftsdünger, Aufnahme aus anderen Bundesländern/Kreisen und aus dem Ausland	+
Kompost, Klärschlamm, Tiermehl	+
Saat- und Pflanzgut	+
<b>Interne Flüsse</b>	
Wirtschaftsdünger aus innerbetrieblicher Erzeugung - Verwendung als Dünger	+
Ernteabfuhr Futtermittel (innerbetriebliche Verwertung)	-
Ernteabfuhr Energiepflanzen	-
Gärreste aus Biogasanlagen	+
<b>Abfuhr (Output) aus Bilanzeneinheit</b>	
Pflanzliche Marktprodukte (Ernteabfuhr zum Verkauf)	-
<b>Bilanzsaldo (Überschuss)</b>	<b>Σ</b>

<sup>a</sup> + : Zufuhr, Bilanzgröße wird addiert; - : Abfuhr, Bilanzgröße wird subtrahiert.

Die Koeffizienten für die P-Abfuhr mit Ernteprodukten wurden den Umsetzungsverordnungen zur DüV 2017 (DüV in der Fassung vom 27. Mai 2017) der jeweiligen Bundesländer entnommen. Das Mengengerüst für die P-Mineraldüngermenge wurde den Veröffentlichungen des Statistischen Bundesamtes zur Großhandelsabsatzmenge von Mineraldüngern entnommen (siehe Kapitel 3.2). Mangels ausreichend genauer Daten zur regionalen Verteilung der P-Mineraldüngeraufwandmengen wurde diese nach dem gleichen Ansatz zur Berechnung der N-Mineraldüngermengen in Häußermann et al. (2019) berechnet. Die Ergebnisse der P-Flächenbilanz bilden die Grundlage für die Bestimmung des Wirtschaftsdünger-Exportbedarfs aus den fünf Hotspotregionen der Tierhaltung (s. Kapitel 2.7).

## Methodik und Ergebnisse der regionalisierten P-Bilanzen

Auf Grundlage der Methodik zur Berechnung von regionalisierten N-Flächenbilanzen nach Häußermann et al. (2019) werden regionalisierte P-Flächenbilanzen mit einer Auflösung auf Kreisebene erstellt. Die Ergebnisse aus diesen Berechnungen werden verwendet, um unter Berücksichtigung eines durch die DüV (2017, in der Fassung vom 27. Mai 2017) vorgegebenen maximalen P-Flächenbilanzüberschusses von 10 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/ha LF und einer maximalen Zufuhr von 170 kg N/ha LF über organische Düngemittel, die überschüssige (=potenziell aufzubereitende) Wirtschaftsdüngeremenge in den fünf Hotspotregionen der Tierhaltung zu berechnen. Sofern nicht auf andere Literaturstellen verwiesen wird, werden die Bilanzkomponenten analog zur regionalisierten N-Flächenbilanz nach Häußermann et al. (2019) berechnet und der Verweis auf die regionalisierte N-Flächenbilanz bezieht sich auf diese Literaturstelle. Weitergehende Details zur Methodik sind dort beschrieben und werden hier analog für die P-Flächenbilanzen übernommen.

Für die Koeffizienten der P-Abfuhr über Ernteprodukte werden die Umsetzungsempfehlungen zur DüV (2017, in der Fassung vom 27. Mai 2017) der zuständigen Länderbehörden zu Grunde gelegt (die dort angegebenen Koeffizienten zur P-Abfuhr über die Ernteprodukte sind in den Umsetzungsempfehlungen der verschiedenen Länderbehörden identisch, weswegen die Koeffizienten nicht nach Ländern unterschieden werden müssen). Die Koeffizienten zu P-Zufuhr aus tierischen Exkrementen werden ebenfalls der DüV (2017, in der Fassung vom 27. Mai 2017) entnommen. Das Mengengerüst der mineralischen Phosphordünger beruht auf Veröffentlichungen des Statistischen Bundesamtes. Mangels ausreichend genauer Daten zur regionalen Verteilung der mineralischen Phosphordünger erfolgt die regionale Verteilung entsprechend des Ansatzes zur regionalen Verteilung der stickstoffhaltigen Mineraldünger für die regionalisierte N-Flächenbilanzierung.

Innerhalb der Systemgrenzen der P-Flächenbilanz treten keine Verluste von P in die Umwelt auf, d. h. die Komponente „Emissionen in die Umwelt“, die für die im Rahmen der N-Flächenbilanzierung (in Form gasförmiger N-Verluste aus Stall und Lager) als wesentlicher Teil zu berücksichtigen ist, entfällt für die Berechnung der P-Flächenbilanz.

### 3.1 Phosphor-Versorgungsstufen der Böden und Phosphor-Überhang in den Hotspotregionen der Tierhaltung

Für die Berechnung von P-Flächenbilanzüberschüssen und P-Abreicherungszenarien wurde eine Literaturstudie durchgeführt, um die P-Gehalte und P-Anreicherung in Böden zu erfassen. Ein Ergebnis dieser Literaturstudie ist, dass aktuelle Daten zu den P-Versorgungsstufen der Böden kaum mehr verfügbar sind. Studien aus den 1990er-Jahren weisen jedoch auf sehr hohe P-Gehalte in den Böden der Hotspotregionen der Tierhaltung hin.

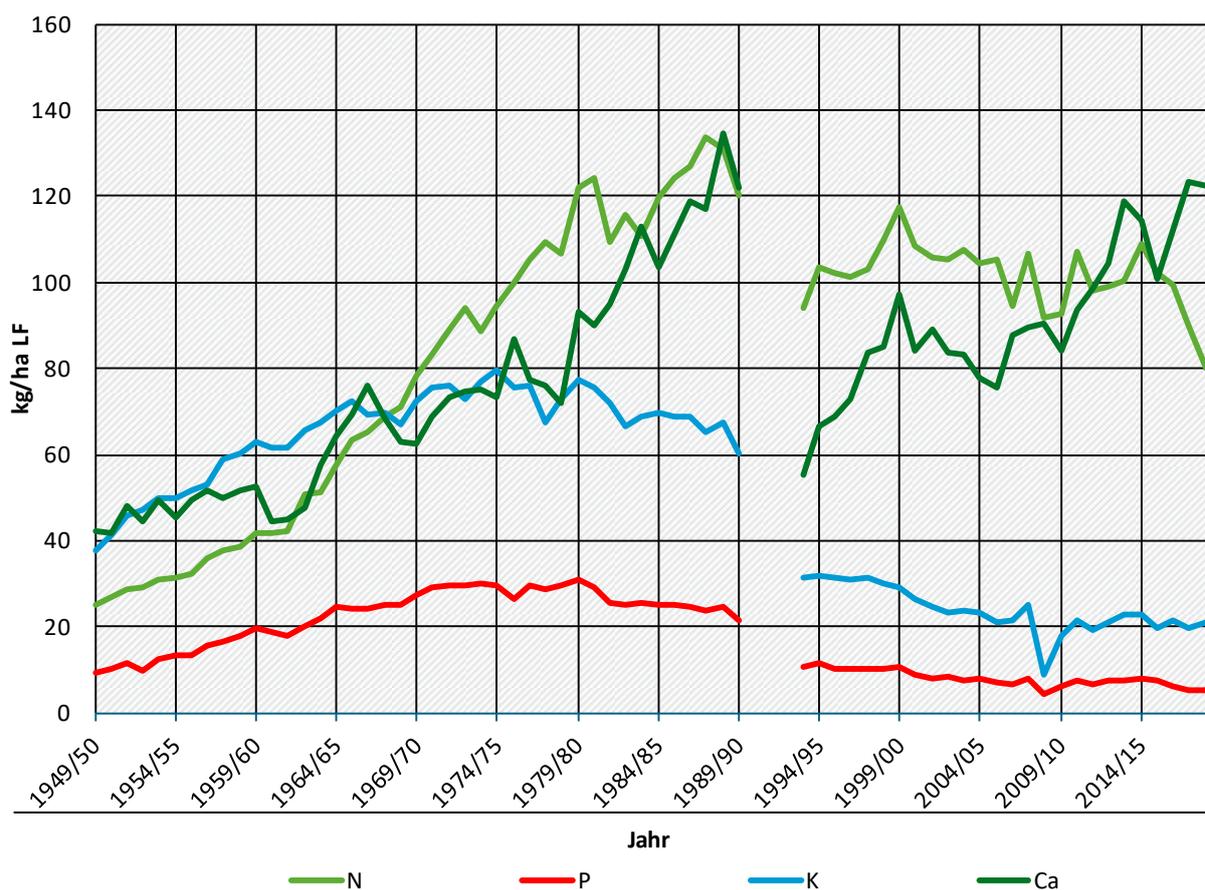
Die innerbetrieblichen Verwendungsmöglichkeiten von Wirtschaftsdüngern werden begrenzt durch die Vorschriften der Düngeverordnung (DüV 2017 in der Fassung vom 27. Mai 2017) zu den maximalen Düngeaufwandmengen: Die N-Menge aus Wirtschaftsdüngern wird auf 170 kg N/ha LF im betrieblichen Durchschnitt begrenzt und die P-Mengen werden begrenzt durch den P-Gehalt der Böden, wobei ab Gehaltsklasse D (6,1 – 12,0 mg CAL-P/100 g Boden) die P-Düngeremenge reduziert und ab Gehaltsklasse E (> 12,0 mg CAL-P/100 g Boden) keine P-Düngung erfolgen soll (VDLUF 2018). Auch aus diesen Vorschriften ergibt sich somit der überbetriebliche Exportbedarf von N und P in Wirtschaftsdüngern.

Die Abschätzung des tatsächlichen Exportbedarfs wird dadurch erschwert, dass für den Zeitraum vor der vorliegenden Zeitreihe für die P-Flächenbilanz 1995 bis 2017 keine Daten über

die räumliche Verteilung der P-Gehaltsklassen der Böden vorliegen. Somit ist nicht bekannt, wieviel P tatsächlich in den Böden der fünf Hotspotregionen der Tierhaltung vorhanden ist. Womit auch nicht mit Sicherheit bestimmt werden kann, wieviel P aus diesen Regionen ohne Beeinträchtigung der quantitativen und qualitativen Ertragsfähigkeit der Böden exportiert werden kann. Aktuelle Daten zur regionalen Verteilung der P-Gehaltsklassen waren für das Projekt „StraNuP“ ebenfalls nicht verfügbar.

Die Statistiken über die Großhandelsabsatzmengen von P-Mineraldüngern deuten darauf hin, dass von den 1950er bis in die 1980er Jahre wesentlich größere P-Mengen in den Böden angereichert wurden als in den Jahren danach (Abbildung 1).

**Abbildung 1: Entwicklung des Mineraldüngerabsatzes in der Landwirtschaft in Deutschland (vor 1993/94 Westdeutschland) von 1949/50 bis 2018/19 für die Makronährstoffe N, P, K und Ca**

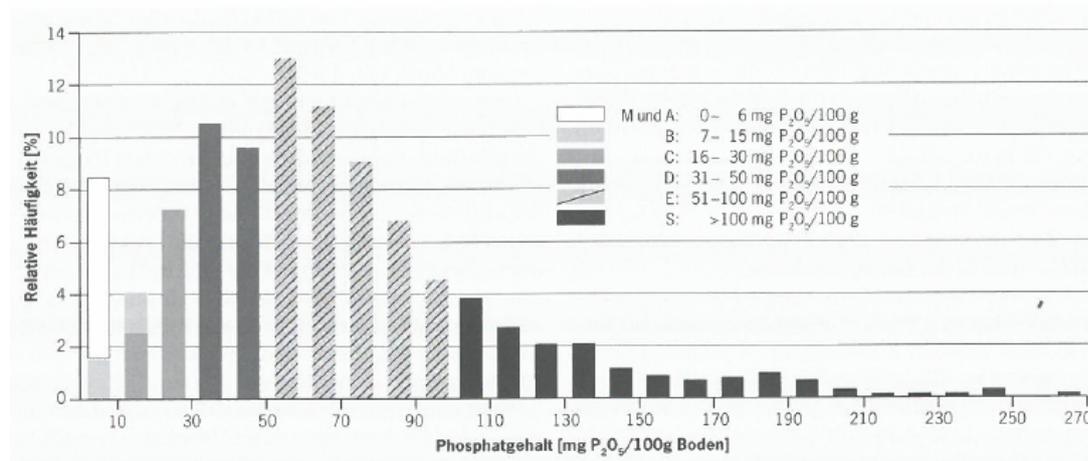


Quellen: Statistisches Bundesamt (2003, 2019): Fachserie 4 Reihe 8.2 „Produzierendes Gewerbe – Düngemittelversorgung“

Auf Grundlage von Analysen der LUFA Oldenburg aus den 1990er-Jahren (LUFA Oldenburg 1992, Abbildung 2), der deutlichen Absenkung der Richtwerte für die P-Gehaltsklassen seit Anfang der 1990er Jahre mit den VDLUFA-Standpunkten zur Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf (VDLUFA 1997, 2018) und den Ergebnissen der P-Flächenbilanz für 1995 bis 2017 kann geschlossen werden, dass die Böden in den Hotspotregionen der Tierhaltung gegenwärtig ganz überwiegend immer noch P-übersorgt sind und somit der Wirtschaftsdünger-Exportbedarf unter Annahme einer P-Abreicherung über

einen längeren Zeitraum hinweg bestimmt werden kann ohne die quantitative und qualitative Ertragsfähigkeit der Böden zu beeinträchtigen.

**Abbildung 2: Häufigkeitsverteilung der Gehaltsklassen\* an DL-löslichem Phosphat in 1094 Bodenproben aus dem agrarischen Intensivgebiet Süddoldenburg**



\*Gehaltsklassen wurden nach 1992 aktualisiert, s auch VDLUFA, 2018 und Schnug et al. 2015

Quelle: LUFA Oldenburg (1992)

Zugleich verdeutlicht Abbildung 2, dass die P-Aufnahmefähigkeit der Böden der primär begrenzende Faktor für die Wirtschaftsdüngeranwendung ist. Die N-Aufnahmefähigkeit ist unter den gegenwärtig gegebenen rechtlichen Rahmenbedingungen der DüV (2017, in der Fassung vom 10. August 2021) der P-Aufnahmefähigkeit nachgeordnet.

Vor diesem Hintergrund wurden zwei Szenarien abgeleitet, mittels derer die Wirtschaftsdünger-Exportmengen aus den fünf Hotspotregionen der Tierhaltung bestimmt werden:

- ▶ Szenario 1: kreisbezogene P-Zufuhr 20 % unter P-Abfuhr mit Ernteprodukten und
- ▶ Szenario 2: kreisbezogene P-Zufuhr 50 % unter P-Abfuhr mit Ernteprodukten.

Bei diesen Szenarien werden die bereits existierenden Wirtschaftsdünger-Exporte in andere Regionen mit einbezogen, d. h. die Datengrundlage bilden die Ergebnisse der P-Flächenbilanz ohne Wirtschaftsdüngertransfers, da bereits durchgeführte Exporte potenziell ebenfalls der Wirtschaftsdüngeranfertigung zugeführt werden können, zumal nur ein sehr geringer Anteil dieser Exporte gegenwärtig schon aufbereitet wird (Foged et al. 2011).

### 3.2 Mengengerüst und Koeffizienten für Pflanzenbau und Tierhaltung

Das Mengengerüst der P-Flächenbilanz für Anbauflächen, Erträge, Tierbestände und Biogaserzeugung ist identisch mit dem der regionalisierten N-Flächenbilanz. Auf Ebene der Kreise beruhen die Anbauflächen und Tierbestände auf den Agrarstrukturerhebungen (ASE) und Landwirtschaftszählungen (LZ) der Jahre 1995, 1996, 1999, 2001, 2003, 2007, 2010, 2013 und 2016, wobei sich der Merkmalsumfang zwischen den Erhebungen deutlich unterscheiden kann. Vollumfängliche Erhebungen wurden mit den LZ 1999 und 2010 durchgeführt. Für die Jahre ohne ASE/LZ wurde das Mengengerüst auf Kreisebene auf geeignete Weise interpoliert bzw. extrapoliert. Erntedaten liegen in jährlicher Auflösung und in den Regionalgliederungen Bund, Länder und Kreise aus der Ernte- und Betriebsberichterstattung des Statistischen Bundesamtes vor (regionalstatistik.de, Tabelle 41241). Die Gemüse- und Erdbeeranbauflächen

liegen auf Kreisebene aus der „Allgemeinen Gemüseanbauerhebung“ (Statistische Berichte, Kennziffer C I 3 und C II der Statistischen Ämter der Länder) alle vier Jahre (1996 bis 2016) vor, die von den Statistischen Ämtern der Länder veröffentlicht werden. Auf Bundes- und Länderebene werden sie jährlich mit der Gemüseerhebung des Statistischen Bundesamtes (Fachserie 3 Reihe 3.1.3) veröffentlicht.

Tierzahlen liegen in folgende Kategorien unterteilt vor:

- ▶ Rinder insgesamt,
- ▶ Milchkühe,
- ▶ Schweine insgesamt,
- ▶ Mastschweine mit mehr als 50 kg Lebendgewicht,
- ▶ Zuchtsauen,
- ▶ Schafe,
- ▶ Legehennen, 18 Wochen und älter,
- ▶ übrige Großvieheinheiten und
- ▶ Großvieheinheiten insgesamt.

Die Koeffizienten der P-Ausscheidung und Einstreu in die Tierhaltung folgen dieser Unterteilung bzw. liegen für die jeweiligen Restgrößen (*übrige* Rinder und *übrige* Schweine) vor. Angaben zu P-Gehalten und Mengen, die in den Quellen in der Oxidform (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) angegeben werden, wurden für die P-Flächenbilanzierung mit dem Faktor 0,4364 in die Elementform (P) umgerechnet.

### 3.3 Berechnung der Phosphor-Flächenbilanz

Die Berechnung der Flächenbilanzen mit Regionalgliederung Bundesländer bzw. Kreise erfolgt nach dem Ansatz der Tabelle 2 für die Jahre 1995 bis 2017. Der Ansatz ist kongruent zur Berechnungsmethodik für die N-Flächenbilanz. Innerhalb der Systemgrenzen der P-Flächenbilanz treten keine Verluste in die Umwelt auf.

#### Formel 1

---

$$P_{ueb} = Z_{ufMD} + Z_{ufWSD} + Z_{ufDig} + Trsf_{WSD} + Z_{ufSeRoD} + Z_{ufSG} - Abf$$

Die Glieder der P-Bilanz und der P-Überschuss (P<sub>ueb</sub>) werden zunächst in absoluten Mengen (t P, t FM organische Dünger) berechnet und anschließend auf die Landwirtschaftsfläche (LF insgesamt) der betreffenden Gebietseinheit bezogen. Die einzelnen Summanden der Formel 1 werden nachfolgend erläutert.

#### 3.3.1 Phosphor-Zufuhr-Komponenten

Die P-Zufuhr gliedert sich in die Komponenten „Mineraldünger“ (Z<sub>ufMD</sub>), „Wirtschaftsdünger (ohne Gärreste)“ (Z<sub>ufWSD</sub>), „Gärreste“ (Z<sub>ufDig</sub>), „kreisüberschreitende Wirtschaftsdüngertransfers (einschließlich Gärreste)“ (Trsf<sub>WSD</sub>), „Saat- und Pflanzgut“ (Z<sub>ufSG</sub>) und „Sekundärrohstoffdünger“ (Z<sub>ufSeRoD</sub>).

Die Mineraldüngerzufuhr (Z<sub>ufMD</sub>) mit P-haltigen Mineraldüngern beruht auf den Veröffentlichungen des Statistischen Bundesamtes zu den Großhandelsabsatzmengen für Deutschland und Bundesländer (Fachserie 4 Reihe 8.2). Statistiken zu den Aufwandmengen werden nicht veröffentlicht und die Großhandelsabsatzmengen können nur auf nationaler Ebene als annähernd genaue Übereinstimmung mit den Aufwandmengen angesehen werden. Die Aufwandmengen für die Kreise werden deshalb berechnet als Restgröße zwischen P-Bedarf der Pflanzen (Abf in Formel 2) und den bekannten Zufuhrmengen mit Wirtschaftsdüngern

(einschließlich Gärresten) ( $Zuf_{WSD}$  und  $Zuf_{Dig}$ ). Der Phosphor in Wirtschaftsdüngern (einschl. Gärresten) wird dabei als vollständig pflanzenverfügbar angerechnet (Anrechnungsfaktor  $AF = 1,0$ ). Der Bedarfsfaktor (BF) beträgt im Mittel der Jahre 1995 bis 2017 0,965, d. h. der Sollwert der P-Düngung wird um 3 % unterschritten. Der Bedarfsfaktor in Formel 2 ist zwar in der Bedeutung dem Bedarfsfaktor für die N-Mineraldüngung wie in Häußermann et al. (2019) gleichzusetzen, die Werte weichen jedoch von denjenigen für die N-Mineraldüngung ab.

Zugleich deutet ein Rückgang des Bedarfsfaktors von 1,092 (Mittel der Jahre 1995 bis 1999) auf 0,932 (Mittel der Jahre 2013 bis 2017) insgesamt auf eine stärkere Begrenzung der P-Zufuhr hin, die möglicherweise auf die Neudefinition der P-Versorgungsstufen mit niedrigeren Grenzwerten der P-Gehalte im Jahr 1997 zurückzuführen ist (VDLUFA 1997).

## Formel 2

---

$$Zuf_{MD} = Abf \cdot BF + 1,5 \cdot E_{P,gemu} - (Zuf_{WSD} + Zuf_{Dig}) \cdot AF$$

Durch den Faktor 1,5 mit dem in Formel 2 die flächenspezifische P-Abfuhr mit den Ernteprodukten von Gemüse ( $E_{P,gemu}$ ) multipliziert wird, wird berücksichtigt, dass nach Expertenschätzungen der P-Bedarf von Gemüse mengenspezifisch höher ist als bei anderen Feldfrüchten. Dieser Wert ist jedoch im weitesten Sinne als Platzhalter zu verstehen, da Studien zum tatsächlichen Mehrbedarf von Gemüse fehlen.

Die P-Zufuhr mit Wirtschaftsdünger (ohne Gärreste) ( $Zuf_{WSD}$ ) wurde auf Grundlage der tierplatzbezogenen N-Ausscheidungsmengen (in  $kg\ N / (TP \cdot a)$ ) nach Rösemann et al. (2019) (angepasst nach Häußermann et al. 2019), die differenziert nach Tierkategorie, Bundesland und Jahr vorliegen, und den tierplatzbezogenen N- und P-Anfallmengen nach DüV 2017, Tabelle 1 (DüV in der Fassung vom 27. Mai 2017) berechnet.

Hierzu wurden die tierplatzbezogenen N-Ausscheidungsmengen (Rösemann et al. 2019, angepasst nach Häußermann et al. 2019) mit dem Verhältnis der N- und P-Anfallmengen nach DüV (2017, Fassung vom 27. Mai 2017, Tabelle 1) für die Tierhaltungsverfahren multipliziert, woraus Datenreihen der tierplatzbezogenen P-Ausscheidung für verschiedene Tierkategorien in räumlicher Auflösung nach Bundesland und Jahr generiert wurden. Hierbei wurden alle Produktionsverfahren in der DüV (2017, Fassung vom 27. Mai 2017, Tabelle 1) mit einbezogen und zu Gruppen zusammengefasst, die annähernd mit den verschiedenen Tierkategorien in der P-Flächenbilanz übereinstimmen. Eine Gewichtung kann mangels Datenverfügbarkeit zur Häufigkeit dieser Produktionsverfahren nicht vorgenommen werden. Aus diesen Gruppen wurden jeweils der Median der N:P-Verhältnisse der Ausscheidungen bestimmt, mit dem die länder- und jahresspezifischen tierplatzbezogenen N-Ausscheidungen multipliziert wurden. Das N:P-Verhältnis ist für jede Gruppe konstant und räumlich nicht differenziert, d. h. die räumliche und zeitliche Differenzierung der P-Ausscheidung ist daher (relativ) identisch zur N-Ausscheidung. Die Zufuhr mit Stroh wird auf die gleiche Weise aus den nach Häußermann et al. (2019) angepassten Ergebnistabellen aus Rösemann et al. (2019) berechnet, wobei dem Stroh ein N-Gehalt von  $0,5\ kg\ dt^{-1}\ FM$  und ein P-Gehalt von  $0,131\ kg\ P\ dt^{-1}\ FM$  zugrunde gelegt wird (LfL Bayern 2013).

Die P-Zufuhr mit Substraten in Biogasanlagen (in t P) ( $Zuf_{Dig}$ ) wurde unter Beibehaltung desselben Mengengerüsts und derselben Substratzusammensetzung wie für die N-Flächenbilanzierung berechnet. Die P-Gehalte der einzelnen Substrate wurden dem Wirtschaftlichkeitsrechner Biogas (KTBL 2020) entnommen. Auf Grundlage der spezifischen N- und P-Gehalte und dem arbeitsspezifischen N-Eintrag in Biogasanlagen nach Häußermann et al. (2019), Tabellen 8 und 9 wurde der arbeitsspezifische P-Eintrag (in t P/GWh<sub>el</sub>) berechnet. Diese

Werte liegen für landwirtschaftliche Biogasanlagen differenziert für Bund und Länder und für die Jahre vor 2014 und ab 2014 vor. Der Herleitung des arbeitsspezifischen P-Eintrags mit Bioabfall in Bioabfallvergärungsanlagen liegt das N:P-Verhältnis der Substrate „Bioabfall“ und „Speisereste“ aus dem Wirtschaftlichkeitsrechner Biogas (KTBL 2020) zugrunde.

Die innerdeutschen kreisübergreifenden Transfers von Wirtschaftsdüngern und Importe aus den Niederlanden (**Trsf<sub>WSD</sub>**) (jeweils einschließlich der Gärreste) wurden den Nährstoffberichten der Länder Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein (Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen 2014, 2018; Landwirtschaftskammer Niedersachsen, versch. Jahrgänge; Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein 2016) entnommen. In den Nährstoffberichten werden auf Kreisebene die auf t P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> bezogenen innerdeutschen Wirtschaftsdüngertransfers sowie Importe aus den Niederlanden berichtet. Das Centraal Bureau voor de Statistiek berichtet ebenfalls die frischmasse- und nährstoffbezogenen Wirtschaftsdüngerexporte ins Ausland, jedoch ohne dabei die Zielländer dieser Exporte zu spezifizieren (CBS 2019). Diese Daten liegen über die gesamte Zeitreihe der P-Flächenbilanz vor und dienen der Extra- bzw. Interpolation der in den Nährstoffberichten der Länder für Einzeljahre ab 2013 auf Kreisebene berichteten Importmengen aus den Niederlanden.

Die P-Zufuhr mit Saat- und Pflanzgut (**Zuf<sub>SG</sub>**) (in kg P/ha Anbaufläche) ist nur für großkörniges Saatgut (Getreide, Mais, Hülsenfrüchte) und Kartoffeln mengenmäßig relevant. Die dafür erforderlichen Daten zum Mengengerüst wurden dem Statistischen Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMEL 2017) entnommen (siehe dort die Tabellen 157, 158, 159, 160, 166 und 167). Die spezifischen P-Gehalte des Saat- und Pflanzguts entstammen der LfL Bayern (2013). Die Anbaufläche der Kulturen, für die die P-Zufuhr mit Saat- und Pflanzgut berechnet wurde, entstammt der Fachserie 3 Reihe 3.1.2 des Statistischen Bundesamtes (versch. Jahrgänge). Die daraus abgeleitete flächenspezifische P-Zufuhr mit Saat- und Pflanzgut liegt in jährlicher Auflösung, nicht jedoch räumlich unterhalb der nationalen Ebene, disaggregiert für die gesamte Zeitreihe 1995 bis 2017 vor.

Die P-Zufuhr mit Sekundärrohstoffdüngern (SeRo-Düngern; **Zuf<sub>SeRoD</sub>**) wird für die Komponenten Klärschlamm, Tiermehl und Kompost berechnet. Die Datenquellen zum Mengengerüst der SeRo-Dünger sind dabei identisch zur regionalisierten N-Flächenbilanz. Die Koeffizienten für die P-Gehalte wurden dem Bericht zur Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland (Umweltbundesamt 2018) entnommen und liegen dort, ohne weitere räumliche Differenzierung, für die Jahre 2001 bis 2015 vor. Für die Jahre davor und danach wurden die Werte für das Jahr 2001 bzw. 2015 übernommen. Der P-Gehalt in Klärschlamm liegt zwischen 22,0 und 27,3 kg P/t TM. Für Tiermehl wird zwischen dem P-Gehalt der Tiermehle der Kategorie 2 (0,031 kg P/kg TM) und Kategorie 3 (0,061 kg P/kg TM) unterschieden (STN - Servicegesellschaft Tierische Nebenprodukte 2022). Der zugrunde gelegte P-Gehalt des Komposts beträgt 3,58 kg P/t TM.

### 3.3.2 Phosphor-Abfuhr-Komponenten

Die P-Abfuhr mit dem Erntegut (**Abf**) wird auf Basis der Erntemengen und der spezifischen P-Gehalte im Erntegut ermittelt. Die spezifischen P-Gehalte im Erntegut werden nicht selbst in der DüV (DüV 2017 in der Fassung vom 27. Mai 2017) aufgeführt, sondern von den jeweils für die Umsetzung der Düngeverordnung zuständigen Landesbehörden veröffentlicht. Die von den verschiedenen Landesbehörden veröffentlichten P-Gehalte im Erntegut der wichtigsten landwirtschaftlichen Kulturen sind identisch. Die der P-Flächenbilanzierung zugrunde gelegten P-Gehalte im Ernteprodukt entstammen den Basisdaten (Düngeberatung/Düngeverordnung) der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL 2013).

Der spezifische P-Gehalt im Erntegut von Dauergrünland ( $x_{P, GL}$  in kg P/dt TM) wird analog zur Berechnung des N-Gehalts in Erntegut von Dauergrünland über die folgende lineare Abhängigkeit vom durchschnittlichen flächenspezifischen Ertrag der Jahre 1995 bis 2017 (in dt TM/ha Dauergrünland,  $avE_{GL}$ ) beschrieben:

### Formel 3

---

$$x_{P, GL} = 0,0022 \cdot avE_{GL} + 0,1437$$

Die Eingangsdaten auf Basis derer die Formel 3 mittels linearer Regression abgeleitet wurde, entstammen den Hinweisen zur Berechnung des Düngedarfs für Phosphat und Dauergrünland der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen (Landwirtschaftskammer Nordrhein Westfalen 2018), wobei Daten zur 1- bis 5-Schnittnutzung von Wiesen (ohne Weiden und Mähweiden) der Regression zugrunde gelegt wurden.

$x_{P, GL}$  wird für jede Regionaleinheit separat berechnet und liegt auf Ebene der Kreise zwischen 0,22 und 0,35 kg P/dt TM Erntegut.

Die flächenspezifische P-Abfuhr über das Erntegut der Ackerfutterpflanzen (ohne Silomais) wird ebenfalls analog zur N-Abfuhr berechnet, wobei die N-Gehalte durch die P-Gehalte nach Bayerischer LfL (2013) ersetzt werden. Die jahresspezifische, nicht regional differenzierte P-Abfuhr mit dem Erntegut der Ackerfutterpflanzen liegt zwischen 19 kg P/ha Ackerfutter im Jahr 2003 und 27 kg P/ha Ackerfutter in den Jahren 2014 und 2017.

Die P-Abfuhr über Gemüse- und Erdbeeranbau wird flächenspezifisch berechnet, wobei regional nach Bundesländern differenzierte Werte zugrunde gelegt werden, die für die Kreise dieser Bundesländer übernommen werden. Eine zeitliche Differenzierung wurde nicht vorgenommen, da die wesentliche Determinante für die P-Abfuhr die Zusammensetzung der verschiedenen Gemüsekulturen ist, die sich erheblich regional in weitaus geringerem Maße zwischen den Jahren unterscheidet. Die flächenspezifische P-Abfuhr mit Gemüse und Erdbeeren wird analog zur N-Abfuhr von Gemüse und Erdbeeren in der regionalisierten N-Flächenbilanz berechnet, wobei flächenspezifischen Erträgen und Anbauflächen dieselben Quellen zugrunde liegen. Die P-Gehalte im Erntegut der Gemüsekulturen wurden den KTBL-Faustzahlen (KTBL 2018, S.420 f.) entnommen. Die auf Grundlage dieser Eingangsdaten ermittelte flächenspezifische P-Abfuhr im Gemüsebau liegt zwischen 6,7 kg P/ha in Brandenburg und 19,4 kg P/ha in Schleswig-Holstein. Die flächenspezifische P-Abfuhr mit Erdbeeren wurde auf gleiche Weise auf Basis des Erdbeeranbaus im Freiland (Erdbeeren im Ertrag) berechnet, jedoch nicht räumlich differenziert. Sie beträgt 3,57 kg P/ha Anbaufläche für Erdbeeren im Ertrag, wobei das erste Jahr als ertragsfrei und vier Jahre mit Ertrag gerechnet wird (Statistisches Bundesamt, Fachserie 3 Reihe 3.1.3; Durchschnitt der Jahre 2013 bis 2016 für Deutschland). Für Rebland wird mit einer P-Abfuhr von 4,4 kg P/ha und für übrige Dauerkulturen 5,2 kg P/ha gerechnet (KTBL 2018, S. 419). Die P-Abfuhr im Zwischenfruchtanbau beträgt 0,6 kg P/ha (KTBL 2018, S. 419).

## 4 Ergebnisse der Phosphor-Flächenbilanz

### 4.1 Zufuhr, Abfuhr und Überschuss der Phosphor-Flächenbilanz

Für Deutschland gesamt sind die Komponenten der P-Flächenbilanz im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 und ihre Änderung gegenüber 1995 bis 1997 in Tabelle 3 dargestellt. Die bedeutendste Zufuhrgröße ist mit 10,9 kg P/ha LF die innerbetriebliche Verwertung von Wirtschaftsdüngern (ohne Gärreste), diese ging über den Betrachtungszeitraum der P-Flächenbilanz um 2,3 kg P/ha LF zurück, zugleich ist die Zufuhr mit Gärresten von fast Null auf 6,5 kg P/ha LF angestiegen, wovon etwa die Hälfte auf Wirtschaftsdüngervergärung zurückzuführen ist. Der Rückgang der P-Zufuhr aus der innerbetrieblichen Verwertung von Wirtschaftsdüngern ist also darauf zurückzuführen, dass ein Teil des Wirtschaftsdüngers den Umweg über Biogasanlagen geht (dementsprechend nicht unmittelbar nach Ausscheidung bzw. Lagerung ausgebracht wird).

Die P-Zufuhr mit Mineraldünger beträgt 7,2 kg P/ha LF im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 und ist mit einem Rückgang von 3,4 kg P/ha LF somit ein Drittel niedriger als noch zu Beginn des Betrachtungszeitraums. Eine starke relative Zunahme der P-Zufuhr erfolgt mit 0,3 (+0,2) kg P/ha LF mit Wirtschaftsdünger aus grenzüberschreitenden Importen – dies sind Importe aus den Niederlanden– Importe aus anderen Ländern sind marginal und werden hier nicht eingerechnet. Die Zufuhr von P mit SeRo-Düngern ist mit 1,4 (-0,2) kg P/ha LF etwas zurückgegangen. Insgesamt beträgt die P-Zufuhr 27,1 kg P/ha LF und hat mit 0,7 kg P/ha LF innerhalb des Betrachtungszeitraums der P-Flächenbilanz leicht zugenommen.

Deutlich stärker zugenommen als die P-Zufuhr hat die P-Abfuhr um 3,7 kg P/ha LF. Sie beträgt im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 nunmehr 24,9 kg P/ha LF, d. h. der P-Überschuss beträgt im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 2,2 kg P/ha LF, der Rückgang beträgt somit 3,0 kg P/ha LF gegenüber dem Mittel der Jahre 1995 bis 1997.

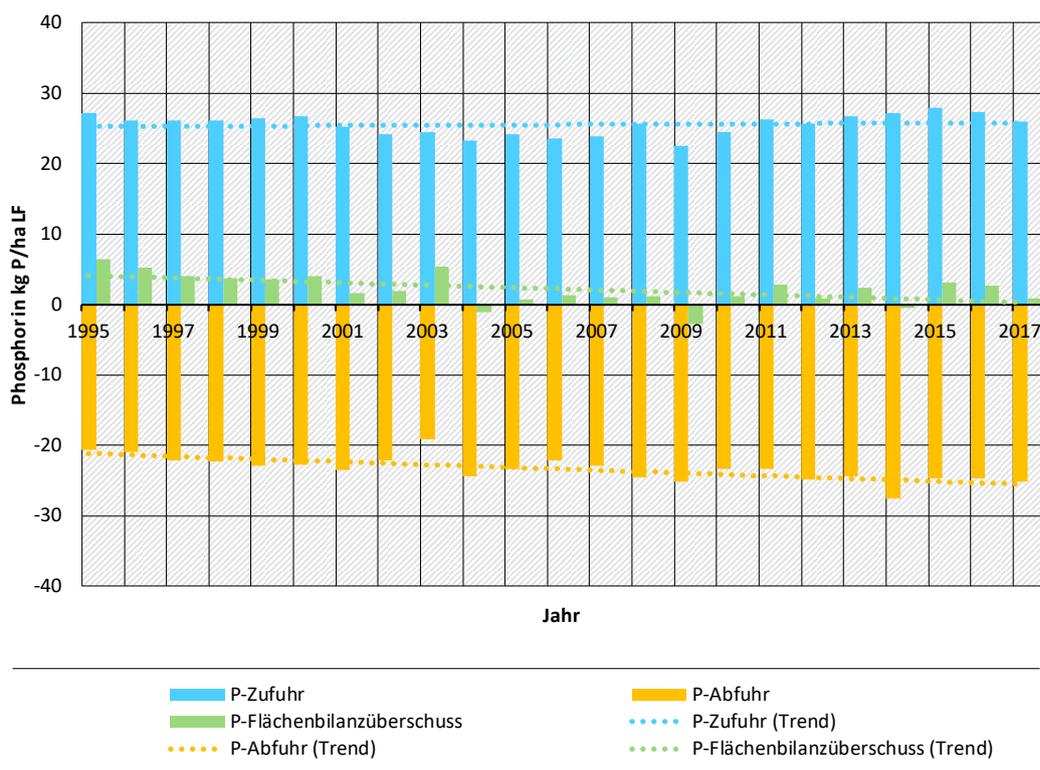
Die P-Abfuhr über Ernteprodukte setzt sich dabei zusammen aus der Abfuhr mit pflanzlichen Marktprodukten in Höhe von 13,5 (+2,1) kg P/ha LF. Dies sind Abfahren, die den Bilanzrahmen „Landwirtschaft“ verlassen. Flüsse innerhalb der Landwirtschaft bilden die Ernteabfuhr über Energiepflanzen zur Biogaserzeugung in Höhe von 3,2 kg P/ha LF gegenüber fast Null zu Beginn des Betrachtungszeitraums und die Ernteabfuhr mit Futtermitteln und Stroh für Einstreu in Höhe von 8,8 (-1,6) kg P/ha LF (s. Tabelle 3).

**Tabelle 3: Bilanzgrößen der P-Flächenbilanz der Landwirtschaft in Deutschland (Mittel der Jahre 2015 – 2017) und ihre Änderung gegenüber dem Mittel der Jahre 1995 bis 1997**

Bilanzgröße	kg P/ha LF
<b>Zufuhr (Input) Summe</b>	<b>27,1 (+0,7)</b>
Mineraldünger	7,2 (-3,4)
Wirtschaftsdünger (innerbetriebliche Erzeugung)	10,9 (-2,3)
Wirtschaftsdünger aus grenzüberschreitenden Importen	0,3 (+0,2)
Gärreste	6,5 (+6,5)
Kompost, Klärschlamm, Tiermehl (SeRo-Dünger)	1,4 (-0,2)
Saat- und Pflanzgut	0,2 ( $\pm$ 0,0)
Einstreu in die Tierhaltung	0,6 ( $\pm$ 0,0)
<b>Abfuhr (Output) Summe</b>	<b>24,9 (+3,7)</b>
Ernteabfuhr pflanzliche Marktprodukte	13,5 (+2,1)
Ernteabfuhr Futtermittel und Stroh f. Einstreu (innerbetriebliche Verwendung)	8,8 (-1,6)
Ernteabfuhr Energiepflanzen	3,2 (+3,2)
<b>Bilanzsaldo (P-Überschuss)</b>	<b>2,2 (-3,0)</b>

Abbildung 3 zeigt den Verlauf über die P-Zufuhr, -Abfuhr und den Überschuss von 1995 bis 2017. Während die Zufuhr im Wesentlichen konstant bleibt und lediglich in den 2000er Jahren etwas geringer ist als in der Zeit davor und danach, nimmt die P-Abfuhr im Trend über den Betrachtungshorizont zu somit auch der P-Flächenbilanzüberschuss. Diese Trends sind jedoch nicht signifikant.

**Abbildung 3: Phosphor-Zufuhr, -Abfuhr und -Überschuss und Trends von 1995 bis 2017**



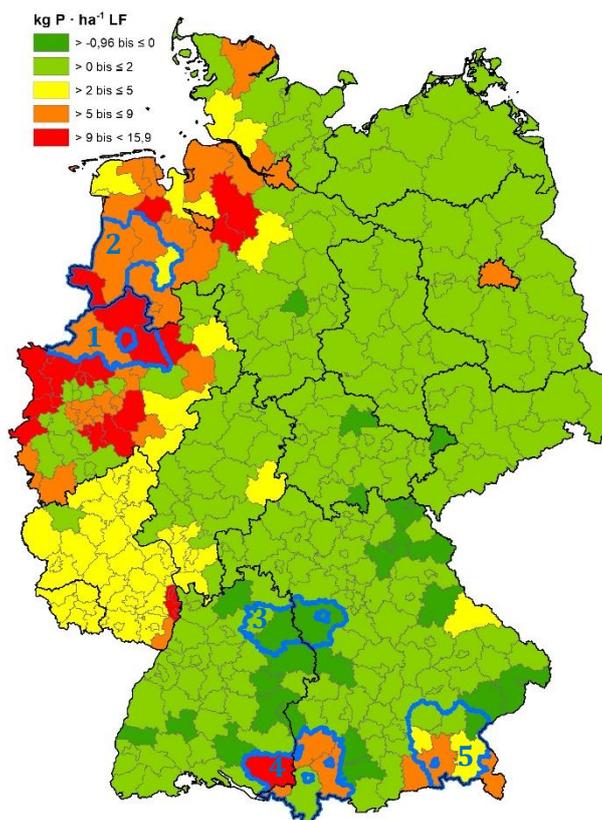
Quelle: eigene Darstellung, JLU Gießen

Die P-Flächenbilanz ist in den meisten Regionen Deutschlands ausgeglichen oder leicht positiv ( $\leq 2$  kg P/ha LF), was für die Umwelt und Gewässer i. d. R. nicht problematisch ist. Dies sind Regionen mit an die Fläche angepassten Tierhaltungen oder überwiegend mit Ackerbau (Baden-Württemberg, Nordbayern, Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland und alle neuen Bundesländer). Den niedrigsten P-Flächenbilanzsaldo weist der Landkreis Altenburger Land mit  $-0,96$  kg P/ha LF auf.

Die Regionen mit den höchsten P-Flächenbilanzüberschüssen sind der Nordwesten Deutschlands ( $15,9$  kg P/ha LF in der kreisfreien Stadt Münster), daneben weisen die Gemüseanbauggebiete in Rheinland-Pfalz (Pfalz und Rheinhessen), Südostbayern und Allgäu hohe ( $> 5$  kg P/ha LF) P-Flächenbilanzüberschüsse auf (s. Abbildung 4). Diese Gebiete sind zumeist auch Regionen mit hoher Tierbesatzdichte, wie anhand der regionalen Verteilung der P-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern (ohne Gärreste) in Abbildung 5 zu sehen ist. Besonders hervorzuheben sind die Regionen Vechta-Cloppenburg (Kreise Cloppenburg, Emsland, Vechta, Grafschaft Bentheim) und Münsterland (Kreise Borken, Coesfeld, Steinfurt, Warendorf) als die beiden Regionen mit der höchsten Viehbesatzdichte in Deutschland, im Wesentlichen mit Schweine- und Geflügelproduktion. Im Süden gibt es zwei kleinere Regionen mit Flächenbilanzüberschüssen, das sind in Südostbayern die Kreise Mühldorf, Erding, Ebersberg, Rosenheim, Traunstein, Altötting und im Allgäu die Kreise Unterallgäu, Oberallgäu, Ostallgäu, Lindau (Bodensee), Ravensburg, als die Region mit der größten Bestandsdichte an Rindvieh.

Der Kreis mit der höchsten P-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern (ohne Gärreste) ist der Landkreis Vechta mit  $69$  kg P/ha LF, wobei zu berücksichtigen ist, dass aus dem Landkreis Vechta mit  $44$  kg P/ha LF erhebliche Mengen Wirtschaftsdünger (einschl. Gärresten) in andere Gebiete exportiert werden. Dies ist gleichfalls der höchste Wert eines einzelnen Landkreises.

**Abbildung 4: Phosphor-Flächenbilanzüberschüsse ohne Wirtschaftsdünger-Transfers und -importe im Mittel der Jahre 2015 bis 2017<sup>a</sup>**

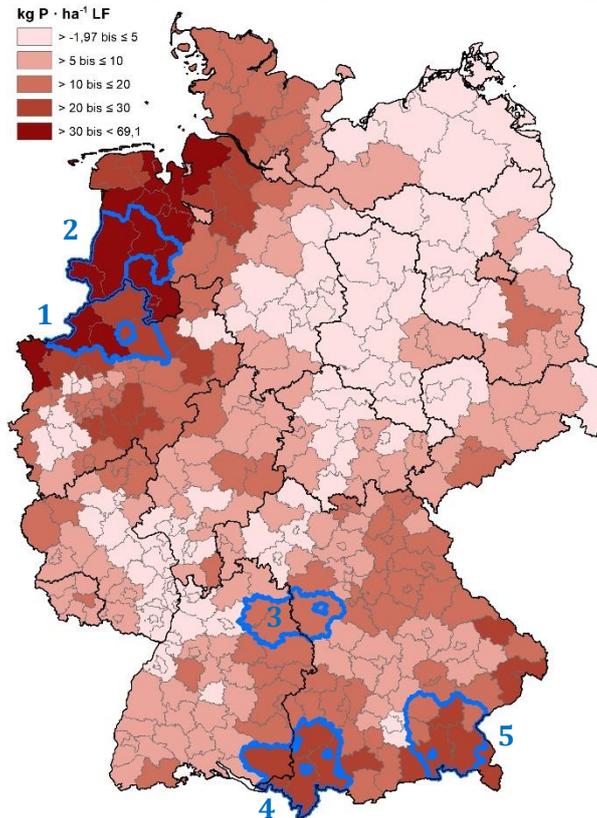


Quelle: eigene Darstellung; JLU Gießen; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Fußnote:

<sup>a</sup> 1 = Münsterland, 2 = Vechta-Cloppenburg, 3 = Hohenlohe/Mittelfranken, 4 = Allgäu, 5 = Südostbayern.

**Abbildung 5: Phosphor-Zufuhr aus Wirtschaftsdüngern (ohne Gärreste) und Einstreu im Mittel der Jahre 2015 bis 2017**



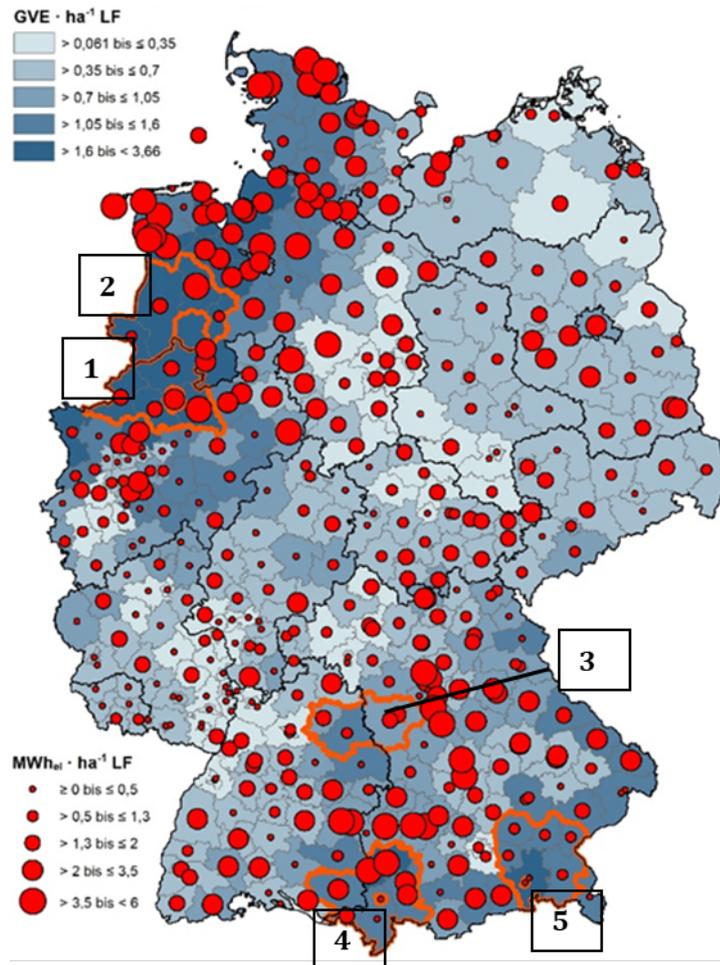
Quelle: eigene Darstellung; JLU Gießen; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Fußnote:

<sup>a</sup> 1 = Münsterland, 2 = Vechta-Cloppenburg, 3 = Hohenlohe/Mittelfranken, 4 = Allgäu, 5 = Südostbayern.

Die P-Zufuhr über Gärreste zeigt ein ähnliches Verteilungsmuster, wie die der mit Wirtschaftsdüngern (ohne Gärreste) (s. Abbildung 8 und Abbildung 7a). Dies liegt daran, dass sich Biogasanlagen weitgehend in denselben Regionen konzentrieren wie die Tierhaltung (s. Abbildung 6). So ist ebenfalls im Nordwesten Deutschlands und in Teilen Bayerns und Baden-Württembergs die Stromerzeugung aus Biogas am höchsten. Die höchste flächenbezogene Biogasstromerzeugung ist jedoch im Nordwestdeutschen Küstenvorland, Mittelbayern und nördlich des Allgäus anzutreffen. Diese Gebiete liegen überwiegend außerhalb der hier näher betrachteten Hotspotregionen der Tierhaltung, jedoch in räumlicher Nähe. So liegt zwar der Kreis mit der höchsten Tierbesatzdichte (Landkreis Vechta mit 3,66 GVE/ha LF) in einer der Hotspotregionen der Tierhaltung, nicht jedoch der Kreis mit der höchsten flächenspezifischen Einspeisung von Biogasstrom (Landkreis Schaumburg mit 6,0 MWh<sub>el</sub>/ha LF).

**Abbildung 6: Tierbesatzdichte und flächenspezifische eingespeiste elektrische Arbeit aus Biogasanlagen im Mittel der Jahre 2015 bis 2017<sup>a</sup>**



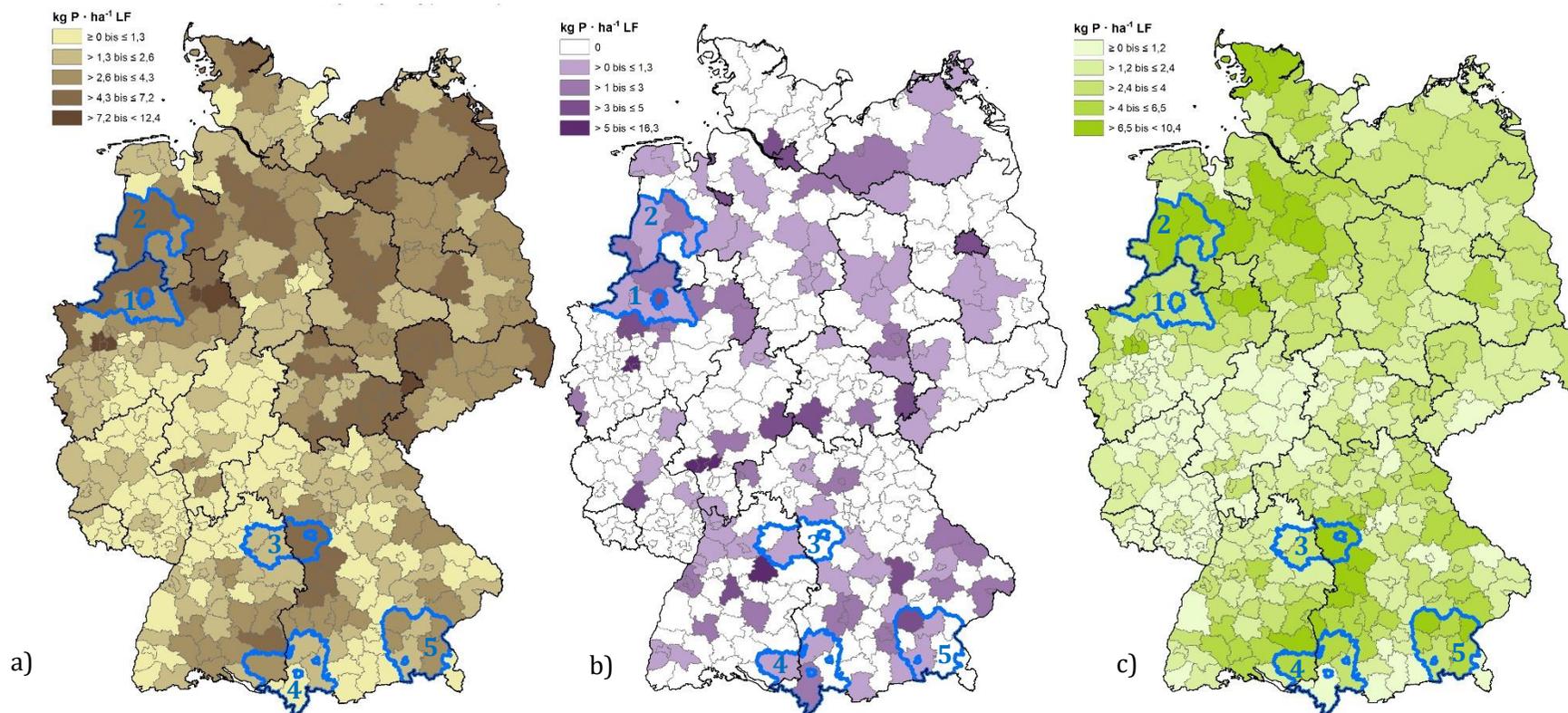
Quelle: eigene Darstellung, JLU Gießen; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Fußnote:

<sup>a</sup> 1 = Münsterland, 2 = Vechta-Cloppenburg, 3 = Hohenlohe/Mittelfranken, 4 = Allgäu, 5 = Südostbayern.

Die höchste P-Zufuhr durch Gärreste weist der dem Landkreis Schaumburg benachbarte Kreis Lippe mit 24 kg P/ha LF auf. Der Kreis Lippe weist ebenfalls die höchste P-Zufuhr aus Wirtschaftsdünger auf (12 kg P/ha LF). Die höchste P-Zufuhr aus Energiepflanzengärresten weist der Landkreis Celle auf (10 kg P/ha LF). Die P-Zufuhr aus Bioabfallgärresten folgt hingegen nicht den Verteilungsmustern landwirtschaftlicher Strukturen, sondern, wenn auch wenig ausgeprägt, der Bevölkerungsstruktur und ist am höchsten im Main-Taunus-Kreis zusammen mit Frankfurt am Main und beträgt dort 16 kg P/ha LF (s. Abbildung 7).

Abbildung 7: Phosphor-Zufuhr mit Gärresten aus a) Wirtschaftsdüngern, b) Bioabfällen und c) Energiepflanzen im Mittel der Jahre 2015 bis 2017<sup>a</sup>

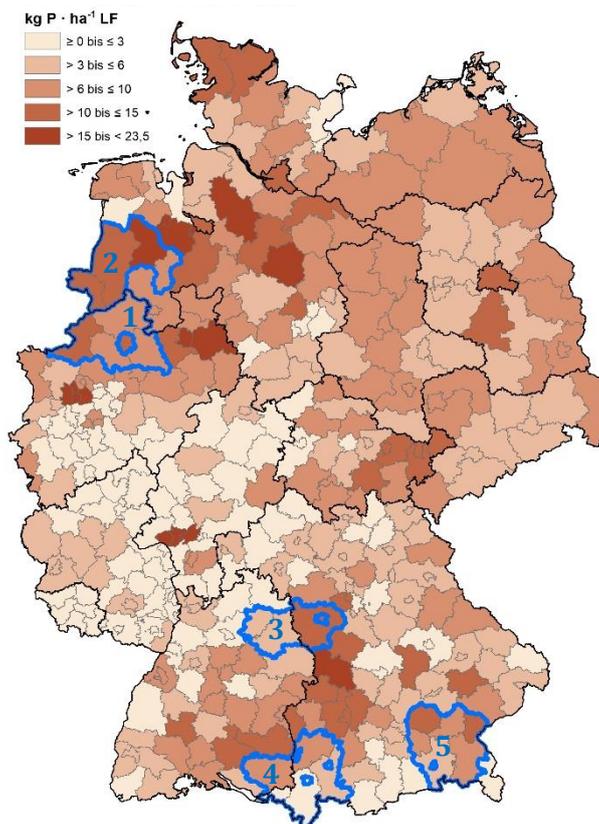


Quelle: eigene Darstellung, JLU Gießen; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Fußnote:

<sup>a</sup> 1 = Münsterland, 2 = Vechta-Cloppenburg, 3 = Hohenlohe/Mittelfranken, 4 = Allgäu, 5 = Südostbayern.

Abbildung 8: Phosphor-Zufuhr mit Gärresten im Mittel der Jahre 2015 bis 2017<sup>a</sup>



Quelle: eigene Darstellung, JLU Gießen; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

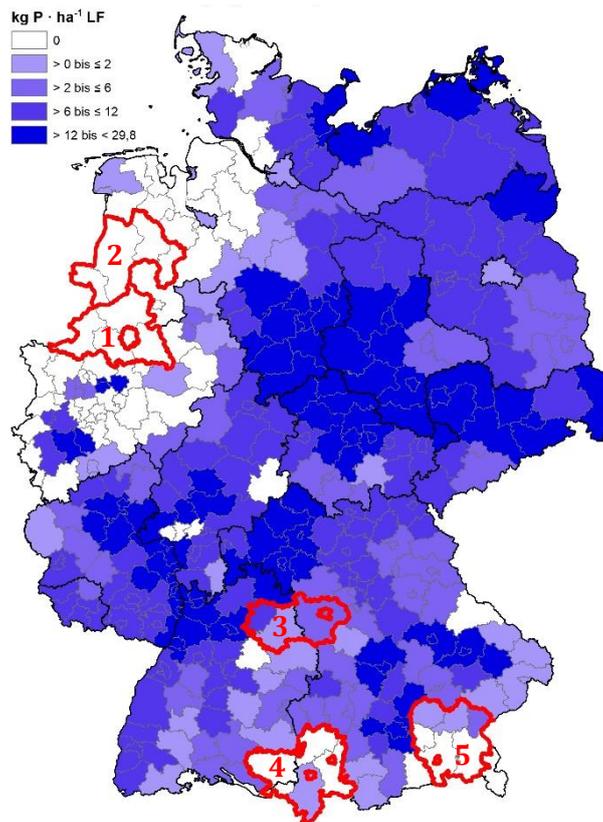
Fußnote:

<sup>a</sup> 1 = Münsterland, 2 = Vechta-Cloppenburg, 3 = Hohenlohe/Mittelfranken, 4 = Allgäu, 5 = Südostbayern.

Als Ergebnis von Formel 2 ergibt sich die P-Zufuhr mit Mineraldünger, deren Menge im Wesentlichen reziprok zur P-Zufuhr mit Wirtschaftsdüngern ist. Das bedeutet, die höchste P-Zufuhr mit Mineraldüngern ist in Regionen mit Marktfrucht- und Gemüsebau zu beobachten und in großen Teilen Nordwestdeutschlands, sowie in den Hotspotregionen der Tierhaltung in Süddeutschland ergibt sich aufgrund der großen Mengen der P-Zufuhr mit organischen Düngern ein rechnerischer Restbedarf für die P-Zufuhr mit Mineraldüngern von 0 kg P/ha LF (s. Abbildung 9).

Den höchsten Wert auf Kreisebene weist der Rhein-Pfalz-Kreis (mit Speyer und Frankenthal) auf, hier beträgt die P-Zufuhr mit Mineraldünger 30 kg P/ha LF. Der Rhein-Pfalz-Kreis weist mit 12.730 ha (61 % der LF) die größte Gemüseanbaufläche sowie den höchsten Anteil der Gemüseanbaufläche an der LF auf, was nach Formel 2 aufgrund des um den Faktor 1,5 über der P-Abfuhr mit dem Erntegut höheren P-Bedarfs von Gemüse und der geringen Zufuhr organischer Dünger als ursächlich für die hohe P-Zufuhr mit Mineraldünger angesehen werden kann. Zugleich ist der Rhein-Pfalz-Kreis mit 12,6 kg P/ha LF auch einer der Kreise mit den höchsten P-Flächenbilanzüberschüssen.

Abbildung 9: Phosphor-Zufuhr mit Mineraldüngern im Mittel der Jahre 2015 bis 2017<sup>a</sup>



Quelle: eigene Darstellung, JLU Gießen; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

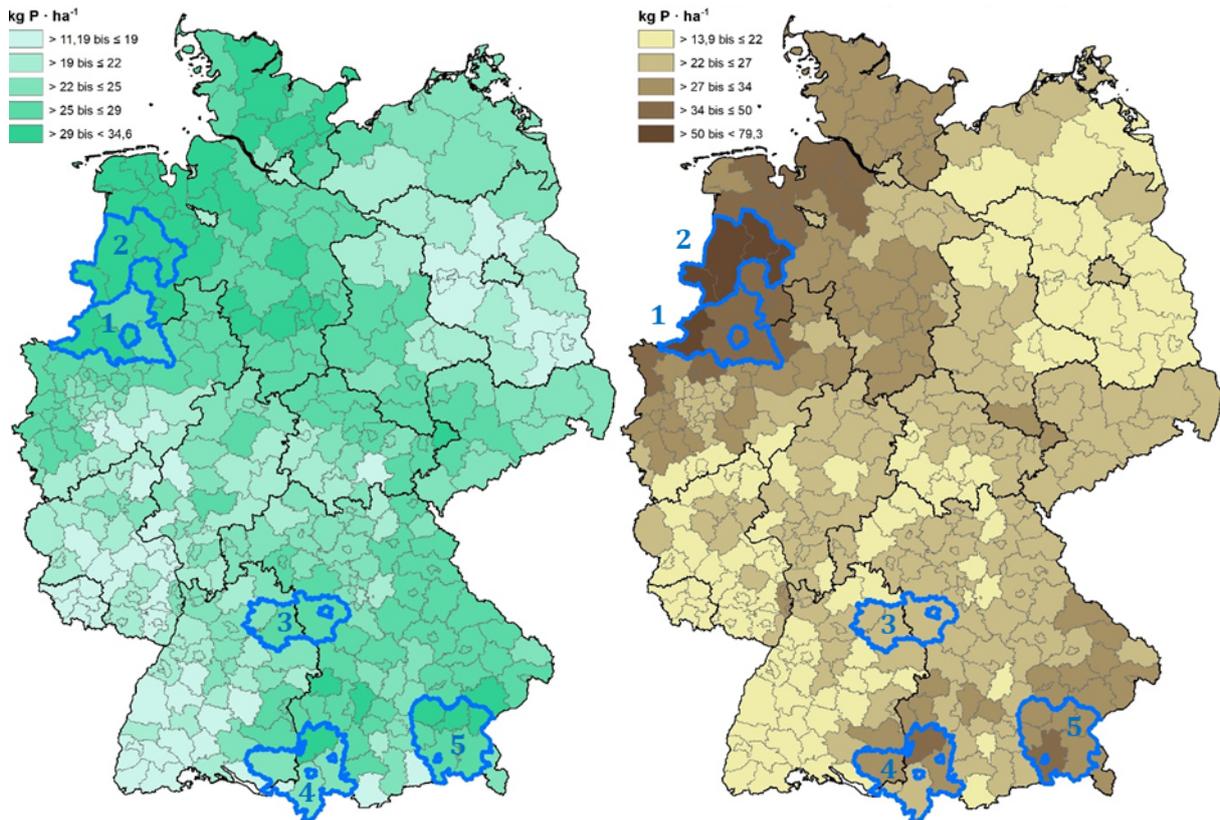
Fußnote:

<sup>a</sup> 1 = Münsterland, 2 = Vechta-Cloppenburg, 3 = Hohenlohe/Mittelfranken, 4 = Allgäu, 5 = Südostbayern.

## 4.2 Nährstoffüberhang und Wirtschaftsdüngerexportbedarf

Abbildung 10 zeigt die regionale Verteilung der P-Abfuhr mit dem Erntegut und die P-Zufuhr (ohne Wirtschaftsdüngertransporte). Der Mittelwert der P-Abfuhr in den Hotspotregionen der Tierhaltung ist mit 25,0 bis 31,9 kg P/ha LF zwar höher als im Mittel für Deutschland (24,9 kg P/ha LF), der Kreis mit der höchsten P-Abfuhr (Landkreis Wesermarsch mit 34,6 kg P/ha LF) liegt jedoch außerhalb der Hotspotregionen. Insgesamt ist die regionale Spreizung der P-Abfuhr mit 11,1 bis 34,6 kg P/ha LF geringer als die P-Zufuhr mit 13,9 bis 79,2 kg P/ha LF (ohne Berücksichtigung der Wirtschaftsdüngertransfers) und die regionalen Unterschiede sind weniger stark ausgeprägt.

**Abbildung 10: Phosphor-Abfuhr (links) und -Zufuhr (ohne Wirtschaftsdüngertransfers) (rechts) im Mittel der Jahre 2015 bis 2017<sup>a</sup>**



Quelle: eigene Darstellung, JLU Gießen; Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018.

Fußnote:

<sup>a</sup> 1 = Münsterland, 2 = Vechta-Cloppenburg, 3 = Hohenlohe/Mittelfranken, 4 = Allgäu, 5 = Südostbayern.

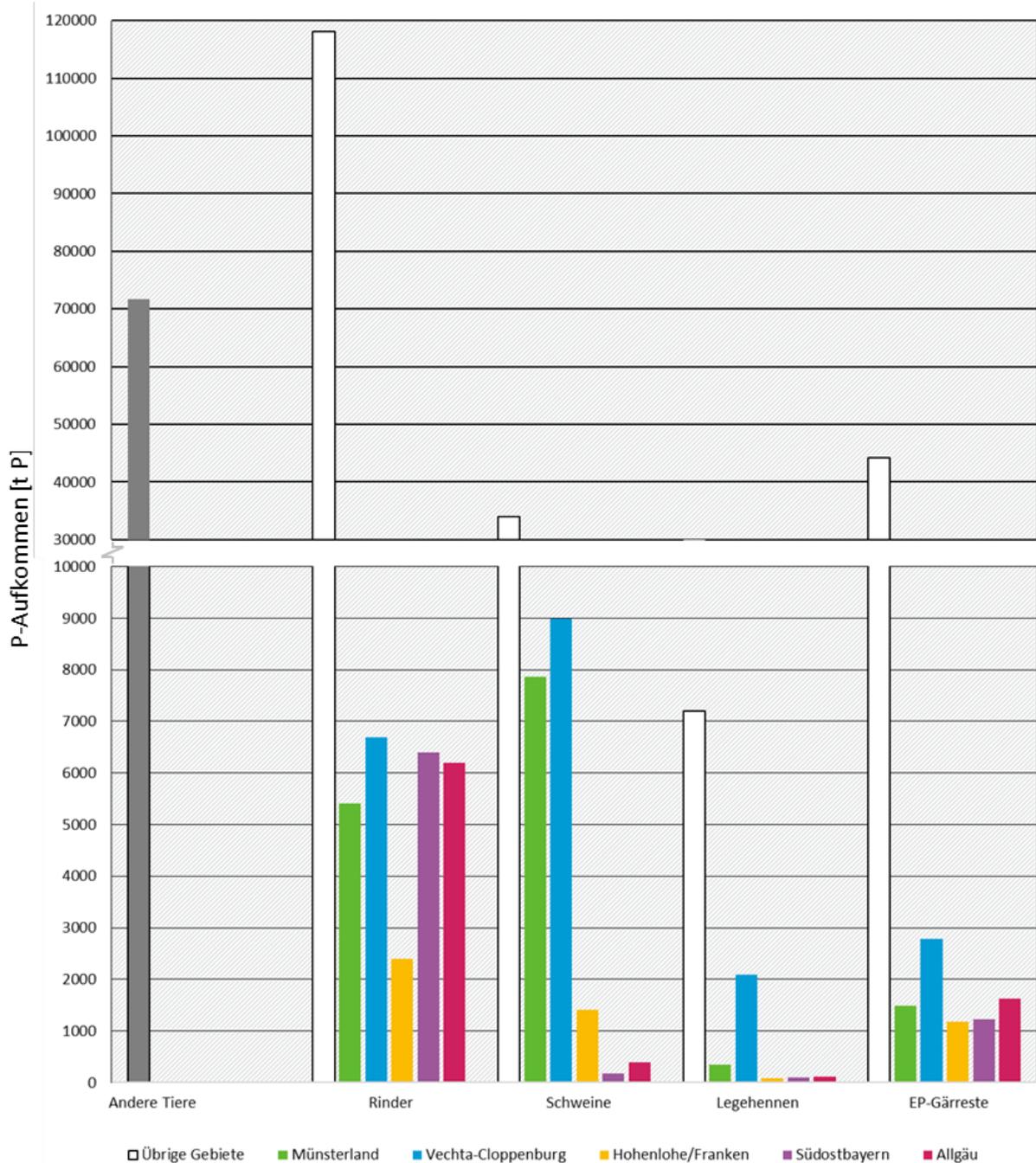
Für die ökonomische Analyse der Aufbereitungstechniken werden des Weiteren die anfallenden und ggfs. aufzubereitenden Wirtschaftsdünger- und Gärrestmengen benötigt sowie deren Nährstoffgehalte. Zur Berechnung der Wirtschaftsdüngermengen wird aus den tierplatzspezifischen Gülle-, Festmist- und Jauchemengen nach DüV 2017 in der Fassung vom 27. Mai 2017, Anlage 9 Tabelle 1 und dem Mittelwert der Tierbestände aus der Allgemeinen und Repräsentativen Viehbestandserhebung in den Jahren 2016 bis 2018 (Destatis, Genesis Online Tabelle 41311) die tierkategorie-spezifische Wirtschaftsdüngermenge abgeleitet, anhand derer zusammen mit den zuvor berechneten Tierbeständen in den verschiedenen Stallhaltungsverfahren die Gülle-, Festmist- und Jauchemenge berechnet wird (Döhler et al., 2023).

Die Gärrestmengen aus der Energiepflanzenvergärung werden mit den aus Hölker (2012) abgeleiteten spezifischen Substratzusammensetzungen und den daraus bestimmten Abbauraten/mittleren Fugatfaktoren im Biogasprozess bestimmt. Die Substratzusammensetzung und somit die Abbaurate für die Energiepflanzenvergärung liegt in länderspezifischen Datensätzen vor. Die Herleitung der spezifischen Substratzusammensetzung der Bioabfallvergärungsanlagen ist in Häußermann et al. (2019) beschrieben. Diese ist nicht nach Ländern differenziert. Die Abbaurate wird auf gleiche Weise bestimmt. Die aus dieser Vorgehensweise bestimmten Wirtschaftsdüngermengen betragen für Deutschland insgesamt 213 Mio. t Frischmasse, hiervon entfallen auf Gülle 85 Mio. t, auf Festmist 68 Mio. t, auf Jauche 23 Mio. t und auf Energiepflanzen und Bioabfallgärreste 38 Mio. t. Die Wirtschaftsdüngermengen

wurden ebenso wie die N- und P-Anfallmengen für alle Kreise und für die fünf Hotspotregionen aggregiert und detailliert nach Tierart, Stallhaltungsverfahren und Größenklassen aufgeschlüsselt berechnet; ebenso die Gärrestmengen nach Anlagengrößenklassen und getrennt nach Energiepflanzen- und Bioabfallgärresten.

Auf Grundlage der Methodik von Döhler et al. (2023) beschriebenen Strukturdaten sowie der nach Jahren und Bundesländern differenzierten tierplatzspezifischen N- und P-Ausscheidungsraten (Häußermann et al. 2019 und Kapitel 3) können die N- und P-Anfallmengen in tierischen Exkrementen differenziert nach Tierart, Stallhaltungsverfahren und Herdengrößenklasse und die korrespondierenden Wirtschaftsdüngeranfallmengen (Gülle, Festmist, Jauche, Gärreste) berechnet werden. Die tierplatzspezifischen Ausscheidungsraten können nicht weiter nach Größenklassen differenziert werden. Die für die Aufbereitung zur Verfügung stehenden N- und P-Mengen aus der Tierhaltung bestimmen sich aus den N- und P-Ausscheidungen abzüglich der Ausscheidungen auf der Weide und der gasförmigen N-Verluste im Stall und prinzipiell auch um den Anteil der Wirtschaftsdünger, der als Biogassubstrat eingesetzt wird. Da auf Grundlage der vorliegenden Daten nur geschlossen werden kann, dass der Wirtschaftsdüngeranteil in Biogasanlagen an den Substraten insgesamt mit abnehmender Anlagenleistung zunimmt (Hölker 2012) nicht jedoch wie hoch der Anteil der Wirtschaftsdüngervergärung in bestimmten Größenklassen der Tierhaltung ist, wird das gesamte Aufbereitungspotenzial aus tierischen Exkrementen der Tierhaltung zugeordnet. In Abbildung 11 wird das P-Aufkommen (P-Ausscheidungen in der Tierhaltung, P-Eintrag mit Energiepflanzen und Bioabfällen in Biogasanlagen) dargestellt. Insgesamt beträgt das P-Aufkommen 332.001 t P (Mittel der Jahre 2016/18), hiervon innerhalb der fünf Hotspotregionen der Tierhaltung 56.948 t P (17,2 %), wobei 1.206 t P von Rindern auf der Weide ausgeschieden werden und somit dem Exportpotenzial nicht zugerechnet werden können. P-Ausscheidungen der anderen Tiere (Geflügel ohne Legehennen, Pferde, Schafe und Ziegen) in Abbildung 11 können anhand der Strukturdaten nicht weiter nach Herdengröße und Haltungsverfahren unterteilt werden und nicht den fünf Hotspotregionen zugeordnet werden, diese betragen insgesamt 71.680 t P.

**Abbildung 11: Übersicht über das P-Aufkommen in Wirtschaftsdüngern und Gärresten nach Quelle und Region (Mittel der Jahre 2015 bis 2017)**

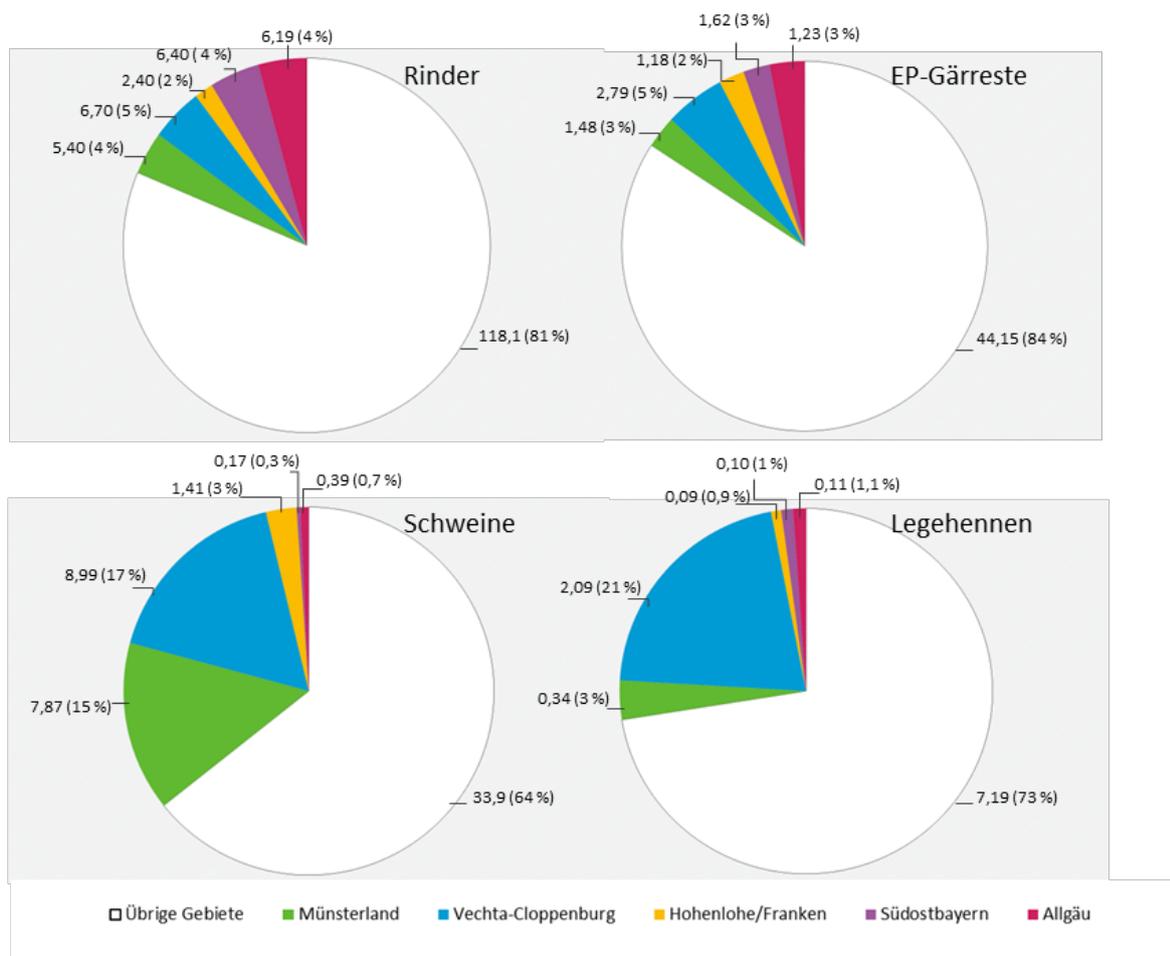


Quelle: eigene Darstellung, DöhlerAgrar

Abbildung 12 zeigt die detaillierte Darstellung des P-Aufkommens aus den Ausscheidungen von Rindern, Schweinen, Legehennen und Eintrag in Biogasanlagen mit Energiepflanzen und Bioabfällen in Deutschland insgesamt und in den Hotspotregionen der Tierhaltung. Das größte P-Aufkommen (145.206 t P) geht auf Ausscheidungen von Rindern zurück, hiervon innerhalb der fünf Hotspotregionen 27.090 t P (18,7 %) wovon 1.206 t P auf Ausscheidungen auf der Weide entfallen und somit nicht exportiert werden können. Das P-Aufkommen in Ausscheidungen von Schweinen beträgt 52.743 t P, hiervon entfallen 18.824 t P (35,7 %) auf die Hotspotregionen und im Wesentlichen auf die beiden Regionen Münsterland (7.868 t P) und

Vechta-Cloppenburg (8.997 t P), die Summe in den restlichen Hotspotregionen beträgt lediglich 1.965 t P. Noch stärker konzentriert ist die Legehennenhaltung und die daraus resultierende P-Anfallmenge von insgesamt 9.924 t P. Mit 2.731 t P (27,5 %) ist die Konzentration in den Hotspotregionen zwar insgesamt etwas geringer ausgeprägt als in der Schweinehaltung. Mit 2.088 t P (21,0 %) aus der Legehennenhaltung in der Region Vechta-Cloppenburg ist die kleinräumige Konzentration noch ausgeprägter als beim P-Aufkommen in der Schweinehaltung. Das P-Aufkommen aus Energiepflanzen- und Bioabfallgärresten beträgt für Deutschland gesamt 52.448 t P. Die Dominanz der Hotspotregionen der Tierhaltung ist mit 8.303 t P (15,8 %) in Summe der fünf Hotspotregionen weniger stark ausgeprägt als in der Tierhaltung selbst und ebenfalls gleichmäßiger in den fünf Hotspotregionen verteilt als die Schweine- und Legehennenhaltung.

**Abbildung 12: Detaildarstellung des P-Aufkommens in Wirtschaftsdüngern nach Quelle und Region im Mittel der Jahre 2015 bis 2017 in kt P/a**



Quelle: eigene Darstellung, DöhlerAgrar

#### 4.2.1 N- und P-Überhang in den Hotspotregionen

Der zuvor beschriebene Ansatz zur Bestimmung des N- und P-Überhangs auf nationaler Ebene wurde unverändert für die fünf Hotspotregionen übernommen, er unterscheidet sich lediglich in der Aggregationsebene von den auf Kreisebene berechneten Ergebnissen. Diese werden statt auf nationaler Ebene auf Ebene der fünf Hotspotregionen aggregiert. Auf Grundlage der mittleren Nährstoffgehalte der Wirtschaftsdünger und Gärreste können dem P-Überhang aus den beiden Szenarien (1) „P-Zufuhr 20 % unter Abfuhr“ und (2) „P-Zufuhr 50 % unter Abfuhr“ eine korrespondierende N-Menge und Frischmasse der Wirtschaftsdünger und Gärreste zugeordnet werden. Die Ergebnisse zum P-Überhang und den damit korrespondierenden N-Mengen und Frischmassen der Wirtschaftsdünger und Gärreste für die fünf Hotspotregionen der beiden Szenarien sind in Tabelle 4 dargestellt. Demnach weist im Szenario 1 (s. Kapitel 3.1) die Region Vechta-Cloppenburg mit 14.667 t P (entspricht 9 Mio. t FM Wirtschaftsdünger und 86.207 t N) den höchsten Exportbedarf aus und die Region Ostwürttemberg/Mittelfranken mit 964 t P (entspricht 0,8 t FM Wirtschaftsdünger und 5.955 t N) den geringsten Exportbedarf. Für die Region Vechta-Cloppenburg würde dies einem Exportbedarf von 72 % aller tierischen Exkrememente (bezogen auf P), bzw. einschließlich der Energiepflanzen-Gärreste 65 % aller mit Wirtschaftsdüngern und Gärresten anfallenden P-Mengen entsprechen. Im Szenario 2 läge der Exportbedarf bei 90 bzw. 82 % der anfallenden Mengen, d. h. der größte Teil der in Wirtschaftsdüngern und Gärresten anfallenden P-Mengen müsste unter den angenommenen P-Abreicherungszenarien exportiert werden. Für Ostwürttemberg/Mittelfranken liegen die Anteile der zu exportierenden Wirtschaftsdüngermengen in Szenario 1 bei 27 bzw. 22 % würde in Szenario 2 jedoch erheblich auf 76 bzw. 63 % steigen. Szenario 2 würde für alle fünf Hotspotregionen einen großen Exportbedarf der anfallenden Wirtschaftsdünger und Gärreste bedeuten, der bei einem Anteil von 74 bis 90 % der tierischen Exkrememente ohne Energiepflanzengärreste bzw. von 63 bis 82 % einschl. der Energiepflanzengärreste liegt und somit im Vergleich zu Szenario 1 für alle Regionen hohe Exportmengen bedeutet.

**Tabelle 4: P-Anfallmengen in Wirtschaftsdüngern und Exportbedarf in andere Regionen im Mittel der Jahre 2015 bis 2017**

Region	P-Exportbedarf und korrespondierende N-Menge				P-Anfallmengen			Abbau d. P-Zufuhr (relativ)	
	kg P/ha LF	t P	Mio. t FM	t N	t P	t P	t P	Tierische Exkrememente %	+ Energiepflanzen und Bioabfallgärreste %
<b>Szenario 1: kreisbezogene P-Zufuhr 20 % unter der P-Abfuhr mit Ernteprodukten</b>									
Münsterland	20,2	6.922	4,64	41.522	12.191	1.631	286	56,8	49,1
Vechta-Cloppenburg	38,5	14.667	9,01	86.207	20.269	1.834	316	72,4	65,4
Ostwürttemberg/ Mittelfranken	4,2	964	0,77	5.955	3.634	730	9	26,5	22,0
Allgäu	11,3	3.534	3,22	15.021	7.786	650	256	45,4	40,7
Südostbayern	8,2	2.272	2,15	22.494	6.636	822	323	35,7	30,5
<b>Szenario 2: kreisbezogene P-Zufuhr 50 % unter der P-Abfuhr mit Ernteprodukten</b>									
Münsterland	28,7	9.846	6,60	59.062	12.191	1.631	286	80,8	69,8
Vechta-Cloppenburg	48,1	18.317	11,25	107.660	20.269	1.834	316	90,4	81,7
Ostwürttemberg/ Mittelfranken	11,9	2.755	2,19	16.950	3.634	730	9	730	9
Allgäu	18,8	4.880	5,36	30.902	7.786	650	256	75,6	67,7
Südostbayern	16,8	5.886	4,43	37.465	6.636	822	323	73,5	62,7

## 5 Schlussfolgerung und Ausblick

Die Aufnahmefähigkeit der aus den Hotspotregionen zu exportierenden Nährstoffmengen in andere Regionen und die Lokalisation sowie Aufnahmekapazität dieser Regionen konnte aus den vorliegenden Daten nicht bestimmt werden, insbesondere fehlen Daten zu P-Versorgungsstufen der Böden und deren Flächenanteile. Vereinfachend könnte jedoch angenommen werden, dass die exportierten Nährstoffe zunächst die P-Zufuhr aus Mineraldünger ersetzen. Dies würde bedeuten, dass mit 28.463 t P Exportbedarf in Szenario 1 bereits rund 1/4 der gesamten Mineraldüngerzufuhr von 119.287 t P ersetzt werden könnte. In Szenario 2 würde dieser Anteil mit mehr als 1/3 der Mineraldüngerzufuhr (41.684 t P) noch deutlich höher. In Anbetracht der Tatsache, dass weitere Regionen insbesondere in Nordwestdeutschland hohe P-Flächenbilanzüberschüsse aufweisen (s. Abbildung 4) und somit eine P-Übersversorgung der Böden angenommen werden kann, ist zu vermuten, dass unter Annahme einer P-Abreicherung der Böden bis zu einer ausgeglichenen P-Versorgung der Böden (Versorgungsstufe C) für längere Zeit erhebliche Mengen P auch außerhalb der Landwirtschaft verwertet werden müssten.

Aus den eigenen und oben zitierten Analysen wird deutlich, dass sich das P-Management in Deutschland, aber auch in ganz Europa ändern muss, da die weltweiten P-Reserven zur Neige gehen, Deutschland und Europa sind sehr stark von P-Importen abhängig, dementsprechend muss dieser mit folgenden Maßnahmen reduziert werden: Begrenzung der P-Düngung auf die Standorte, die tatsächlichen Düngungsbedarf aufweisen, Düngung dieser Standorte zunächst mit regional überschüssigen Wirtschaftsdüngern (überregionaler Transport von WSD oder dessen Aufbereitungsprodukten), weitere Verbesserung von Düngebedarfs-Ermittlungsstandards, Anpassung des P-Gehalts im Nutztierfutter an den tatsächlichen Bedarf, und im nichtlandwirtschaftlichen Bereich die Rückgewinnung von P aus Abfallströmen.

## 6 Quellenverzeichnis

- Bach, M., Frede, H.-G. (1998): Agricultural nitrogen, phosphorus and potassium balances in Germany – Methodology and trends 1970 to 1995. Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde 161, 385–393
- Behrendt, H.; Bach, M.; Kunkel, R.; Opitz, D.; Pagenkopf, W. D.; Scholz, G.; Wendland, F. (2002): Quantifizierung der Nährstoffeinträge der Flussgebiete Deutschlands auf der Basis eines harmonisierten Vorgehens. Umweltbundesamt (UBA), Berlin, UBA-Texte 82/03, 201 S.
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) (2013): Phosphat-Mineralischer Rohstoff und unverzichtbarer Nährstoff für die Ernährungssicherheit weltweit.  
[https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Zusammenarbeit/TechnZusammenarbeit/Politikberatung\\_SV\\_MER/Downloads/phosphat.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=4](https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Zusammenarbeit/TechnZusammenarbeit/Politikberatung_SV_MER/Downloads/phosphat.pdf?__blob=publicationFile&v=4); Zugriff: 24.06.2020
- BMEL 2017: Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
- CBS (2019): Tabelle: Livestock manure; production, transport and use; key figures. Statistics Netherlands (CBS) ([https://opendata.cbs.nl/statline/portal.html?\\_la=en&\\_catalog=CBS&tableId=83981ENG&\\_theme=1036](https://opendata.cbs.nl/statline/portal.html?_la=en&_catalog=CBS&tableId=83981ENG&_theme=1036); 08.05.2019).
- DESTATIS (2022): [www.genesis.destatis.de](http://www.genesis.destatis.de); Zugriff Juni 2022
- Döhler, H.; Döhler S.; Müller, H.; Häußermann, U. (2024): Maßnahmen zur Minderung von Ammoniakemissionen und assoziierte Kosten für den Nutztierhaltungssektor Deutschlands UBA Texte 105/2024
- Döhler, H.; Eckel, H.; Fröba, N.; ... Wirth, B.; Witzel, E.; Wulf, S. (2013): Faustzahlen Biogas, KTBL, Darmstadt  
Düngeverordnung 2017 / 2020: [https://www.gesetze-im-internet.de/d\\_v\\_2017/](https://www.gesetze-im-internet.de/d_v_2017/) (Zugriff: 06.08.2023)
- Foged, H. L.; Flotats, X.; Bonmati Blasi, A.; Palatsi, J.; Magri, A.; Schelde, K. M. (2011): Inventory of manure processing activities in Europe. Technical Report No. I concerning “Manure Processing Activities in Europe” to the European Commission, Directorate-General Environment. 138 pp.
- Fuchs, S.; Brecht, K.; Gebel, M.; Bürger, S.; Uhlig, M.; Halbfuß, S. (2022): Phosphoreinträge in die Gewässer bundesweit modellieren - Neue Ansätze und aktualisierte Ergebnisse von MoRE-DE (UBA TEXTE 142/2022), Dessau-Roßlau
- Häußermann, U.; Bach, M.; Breuer, L.; Döhler, H. (2019):– Potenziale zur Minderung der Ammoniakemissionen in der deutschen Landwirtschaft (FKZ 3718 51 242 0), UBA-Texte 221/2020, Dessau-Roßlau
- Häußermann, U.; Bach, M.; Klement, L.; Breuer, L. (2019): Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017. Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen. Dessau-Roßlau (TEXTE, 131/2019), Dessau-Roßlau
- Kiemle (2019): Kiemle, L.; Wagner, A.; Hüsener, J.; Fuchs, S.; Henning, K.; Haile, C. (2019): Modellierung der Nährstoffeinträge in die Fließgewässer Baden-Württembergs für die Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne nach WRRL. Modellbeschreibung und Ergebnisse der MONERIS-BW Version „August 2019“. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Karlsruhe, unveröffentlicht.
- Kratz, S.; Schick, J.; Shwiekh, R.; Schnug, E. (2014): Abschätzung des Potentials erneuerbarer P-haltiger Rohstoffe in Deutschland zur Substitution rohphosphathaltiger Düngemittel, Journal für Kulturpflanzen, 66 (8). S. 261 – 275, 2014, Verlag Eugen Ulmer KG, Stuttgart
- KTBL (2020): KTBL-Biogasrechner (<https://www.ktbl.de/webanwendungen/wirtschaftlichkeitsrechner-biogas>, 23.06.2022)
- KTBL (2018): Faustzahlen für die Landwirtschaft. Kuratorium für Technik und Bauen in der Landwirtschaft (KTBL), Darmstadt, 15. Auflage

KTBL (2020): Wirtschaftlichkeitsrechner Biogas, Zugriff September 2020

LfL Bayern (2013): Basisdaten Stand 2013 für die Ermittlung des Düngedarfs, für die Umsetzung der Düngverordnung, für die Berechnung des KULAP-Nährstoff-Saldos, zur Berechnung der Nährstoffbilanz nach Hoftor-Ansatz

Landwirtschaftskammer NRW (2018): Hinweise zur Berechnung des Düngedarfs für Phosphat nach DüV für Grünland

<https://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/duengung/duengeverordnung/dbe/dbe-gruenland/dbe-gruenland-p-hinweise.pdf> (Zugriff am 22. Juni 2022)

LfL Bayern (2013): Basisdaten Stand 2013 für die Ermittlung des Düngedarfs, für die Umsetzung der Düngverordnung, für die Berechnung des KULAP-Nährstoff-Saldos, zur Berechnung der Nährstoffbilanz nach Hoftor-Ansatz. Landesamt für Landwirtschaft (LfL), Freising

Pihl, U. (1998): Erhebungsuntersuchungen zu Phosphatgehalten, Phosphatsorptionskapazität und relativer Phosphatsättigung der Böden in den veredelungsstarken Regionen von NRW als Prognosekriterium des potenziellen P-Austrags in Drain- und Grundwasser; Dissertation, in: Forschungsbericht Nr 64 der landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität

Rösemann, C.; Haenel, H.-D.; Dämmgen, U.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Freibauer, A.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg, B.; Fuß, R. (2019): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990–2017. Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2019. Thünen-Institut, Braunschweig, Thünen Report 67, 432 S.

Schnug, E.; Schick, J.; Kratz, S.; Haneklaus, S. H. (2015): Phosphor, alles nur eine Frage der Verfügbarkeit – Ein Beitrag von Ewald Schnug Sylvia Kratz Judith Schick und Silvia Haneklaus, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde Julius Kühn-Institut (JKI), Braunschweig  
<https://www.researchgate.net/publication/282787969> Phosphor alles nur eine Frage der Verfügbarkeit (Zugriff: 04.05.2021)

Schoumans, O. F.; Bouraoui, F.; Kabbe, C.; Oenema, O.; van Dijk, K. C. (2015): Phosphorous management in Europe in a changing world, AMBIO 2015, 44 (Suppl. 2): S180-S192,

Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2022): Tabelle 41241, regionalstatistik.de, Zugriff Juni 2022

Statistisches Bundesamt (2003, 2019): Fachserie 4 Reihe 8.2 „Produzierendes Gewerbe – Düngemittelversorgung“ (Download: [www.destatis.de](http://www.destatis.de))

Statistisches Bundesamt (2003, 2019): Fachserie 3 Reihe 3.1.2

STN - Servicegesellschaft Tierische Nebenprodukte (2022): <https://www.stn-vvtn.de/produkte.php> Zugriff am 31.3.2022

TLLLR (2020): Phosphordaten aus der Bodenzustandserhebung, Landesamt für Landwirtschaft und Ländlichen Raum (TLLLR), Thüringen

Tóth, G.; Jones, A.; Montanarella, L. (Hg.) (2013): LUCAS topsoil survey. Methodology, data and results. Luxembourg: Publications Office (EUR, Scientific and technical research series, 26102)

UBA (2018): Klärschlamm entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland, [https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/2018\\_10\\_08\\_uba\\_fb\\_klaerschamm\\_bf\\_low.pdf](https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/2018_10_08_uba_fb_klaerschamm_bf_low.pdf)

UBA (2023): <https://www.umweltbundesamt.de/daten/umweltindikatoren/indikator-eutrophierung-von-fluessen-durch-phosphor#die-wichtigsten-fakten> (Zugriff: 10.08.2022)

Van Dijk: unveröffentlicht

VDLUFA (1994):

VDLUFA (1997): [https://www.vdlufa.de/wp-content/uploads/2021/05/1997\\_Standpunkt\\_P-Duengung.pdf](https://www.vdlufa.de/wp-content/uploads/2021/05/1997_Standpunkt_P-Duengung.pdf)  
(Zugriff: 07.08.2023)

VDLUFA (2018): [https://www.vdlufa.de/wp-content/uploads/2021/05/2018\\_Standpunkt\\_P-Duengung.pdf](https://www.vdlufa.de/wp-content/uploads/2021/05/2018_Standpunkt_P-Duengung.pdf)  
(Zugriff: 07.08.2023)

Vitousek (2010): <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/08-0127.1> (Zugriff: 07.08. 2023)

Wasserrahmenrichtlinie (2022): <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/de/ALL/?uri=CELEX:32000L0060>  
(Zugriff: 06.08.2022)

Wendland, F.; Herrmann, F.; Kunkel, R.; Tetzlaff, B.; Wolters, T. (2022): AGRUM-DE – Diffuse Stickstoff- und Phosphoreinträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer Deutschlands mit eintragspfadbezogener und regionaler Differenzierung. Endbericht.