

# INDIREKTE STICKSTOFFVERLUSTE VON BEWIRTSCHAFTETEN BÖDEN ALS BEITRAG ZU TREIBHAUS-EMISSIONEN VON LANDWIRTSCHAFTLICH GENUTZTEN FLÄCHEN IN ÖSTERREICH – ERGEBNISSE VON LYSIMETER-LANGZEITSTUDIEN

Eder A., Schmid G., Feichtinger F., Dorner J., Strauss P. – Institut für Kulturtechnik und Bodenwasserhaushalt

## ABSTRACT

**ÖSTERREICH MUSS ALS AM KYOTO-PROTOKOLL** partizipierendes Land jährlich den Treibhausgas-Inventurbericht gemäß den Vorgaben des IPCC (IPCC, 2006) liefern. Ein Teil dieses Inventurberichts sind die indirekten Emissionen von Böden über die Pfade Versickerung und Abfluss von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Diese wurden bislang über die Verwendung eines vorgegebenen Standardwertes für  $Frac_{LEACH}$  von 0,3 berechnet. Der Faktor  $Frac_{LEACH}$  spiegelt das Verhältnis der N-Verluste durch Versickerung und Abfluss zu den N-Einträgen und N-Vorräten eines Standortes wieder. In unserer Studie wurden 22 über Österreich verteilte Lysimeter verwendet, die eine große Bandbreite an Bodentypen, klimatischen Bedingungen und landwirtschaftliche Nutzung abdecken, um die N-Verluste über Versickerung zu evaluieren und einen für Österreich repräsentativeren  $Frac_{LEACH}$  zu berechnen. Die Terme der N-Bilanz wurden dazu über mehrere Jahre direkt gemessen. Sowohl für Grünlandnutzung als auch unter Ackerbau lieferten die Messergebnisse deutlich niedrigere Werte für  $Frac_{LEACH}$  als jenen des Standardwertes. Bei Grünlandnutzung lag der Wert für  $Frac_{LEACH}$  bei geringer Streuung über die Beobachtungsdauer lediglich bei 0,02. Bei Ackerstandorte wurde ein durchschnittlicher  $Frac_{LEACH}$  von 0,25 berechnet, wobei Einzeljahre aufgrund von Unterschieden in der Fruchtfolge, den Düngegaben und den Ernteerträgen eine deutliche Variabilität aufwiesen. Aufgrund der belegten Reduktion des  $Frac_{LEACH}$  kann Österreich jährlich 159.000 Tonnen  $CO_2$ -Äquivalente einsparen.

## 1 EINLEITUNG

$N_2O$  oder auch Lachgas ist eines der gelisteten Treibhausgase, welches über einen Betrachtungszeitraum von 100 Jahren ein 296-mal höheres Erderwärmungspotential hat als Kohlendioxid. In Österreich verursachen die Landnutzungen Landwirtschaft, Forstwirtschaft und „andere Landnutzung“ 59 % der gesamten nationalen  $N_2O$ -Emissionen, obwohl diese Sektoren nur 9,1 % zu den gesamtösterreichischen Treibhausemissionen beitragen (Umweltbundesamt, 2013). 3,69 Gg  $N_2O$  werden gemäß dem Inventurbericht 2013 den indirekten Emissionen von Böden über die Pfade Versickerung und Abfluss zugeschrieben (Umweltbundesamt, 2013). In Österreich werden Wirtschaftsdünger, mineralischer Dünger und Pflanzenreste als N-Lieferanten zur Pflanzenproduktion eingesetzt. Entsprechend den Umweltbedingungen wird ein Teil des verwendeten N als Nitrat, Nitrit oder Ammonium ausgewaschen. Diese N-Verluste können nun als Anteil des aufgebracht N und/oder im Boden mineralisiertem N, dem sogenannten Faktor  $Frac_{LEACH}$ , berechnet werden. Ein bestimmter Teil des ausgetragenen N wird in  $N_2O$  umgewandelt.

Mosier et al. (1998) schlugen für den Faktor  $Frac_{LEACH}$  den Wert 0,3 vor, welcher auch in den IPCC-Guidelines (IPCC, 2006) als Standardwert festgelegt wurde. Für die Verwendung eines geringeren Wertes als

0,3, dem Standardwert, bedarf es einer Beweisführung. Viele Länder haben davon bereits Gebrauch gemacht und verwenden länderspezifische  $Frac_{LEACH}$ -Werte, die auf wissenschaftlichen Ergebnissen beruhen.

In Österreich wurde bislang der Standardwert von 0,3 herangezogen, da keine genauen Berechnungen vorlagen. Im Licht der Studien anderer Länder gab es Grund zur Annahme, dass in Österreich die indirekten Bodenemissionen durch die Verwendung des Standardwertes von 0,3 überschätzt werden. Ziel der Studie N-Leach-AT war demnach die Berechnung für  $Frac_{LEACH}$ -Werte bei unterschiedlicher Landnutzung und Bewirtschaftung um schlussendlich einen oberen Grenzwert für  $Frac_{LEACH}$  für Gesamtösterreich auszuweisen.

Eine zielführende Methode zur Messung von N-Verlusten über Versickerung sind Lysimeter (Kroeze et al., 2003, Scholefield et al., 1993). In Österreich wurden einige Lysimeter sowohl unter Grünland als auch im Ackerbau eingebaut, deren Messergebnisse hier zur Berechnung der N-Verluste herangezogen werden.

## 2 METHODIK

Gemäß IPCC ,Tier 1'-Methode sind die  $N_2O$  Emissionen durch Versickerung und Abfluss durch nachfolgende Gleichung zu berechnen (Formel 1),

$$N_2O_{(L)} - N = (F_{SN} + F_{ON} + F_{PRP} + F_{CR} + F_{SOM}) \cdot Frac_{LEACH} \cdot EF_5 \quad \text{Formel 1}$$

wobei  $N_2O_{(L)}$ -N die jährliche Menge an  $N_2O$ -N ist, die durch Versickerung und Abfluss nach N-Zugabe auf bewirtschafteten Böden ausgetragen wird ( $kg \cdot a^{-1}$ ),  $F_{SN}$  ist der jährlich eingesetzte mineralische Dünger ( $kg \cdot a^{-1}$ ),  $F_{ON}$  ist der jährlich eingesetzte Wirtschaftsdünger, Klärschlamm oder andere organische N-Input ( $kg \cdot a^{-1}$ ),  $F_{PRP}$  ist der jährliche Eintrag durch Exkremente weidender Nutztiere ( $kg \cdot a^{-1}$ ),  $F_{CR}$  ist die Menge N, welche in feldverbleibenden Pflanzenresten (sowohl oberirdische als auch unterirdische) gespeichert ist ( $kg \cdot a^{-1}$ ),  $F_{SOM}$  ist die Menge mineralisierten N, der durch eine Abnahme des Kohlenstoffgehalts im Boden infolge Landnutzungsänderung hervorgerufen wird ( $kg \cdot a^{-1}$ ),  $Frac_{LEACH}$  ist das Verhältnis der N-Verluste durch Versickerung und Abfluss zu den N-Einträgen und N-Vorräten eines Standortes ( $kg \cdot kg^{-1}$ ) und  $EF_5$  ist der Emissionsfaktor von  $N_2O$ -Emissionen durch Versickerung und Abfluss ( $kg \cdot kg^{-1}$ ).

Insgesamt wurden 22 Lysimeter von sieben Standorten in Österreich einer Analyse zugeführt. Ein Lysimeter ist ein Behälter, der mit gestörtem oder ungestörtem Boden gefüllt ist und versickerndes Wasser an der Unterseite entweder unter Schwerkraft oder durch Anbringung eines Saugrechens/-kerzen mittels Unterdruck gesammelt wird ([www.lysimeter.at](http://www.lysimeter.at)). Die Anwendung von Lysimeter beschränkt sich mit wenigen Ausnahmen auf ebene Standorte, wodurch laterale Fließwege unberücksichtigt bleiben.

Die einzelnen Glieder der Bilanzgleichung (Formel 1) wurden als Teil der Lysimeter-Setups gemessen (Abbildung 1). Für die Evaluierung des Faktors  $Frac_{LEACH}$  ist lediglich das Verhältnis der N-Verluste zu den N-Inputs von Interesse und eine Umwandlung in  $N_2O$  über den Faktor  $EF_5$  ist nicht notwendig. Weiter fanden weder eine Beweidung ( $F_{PRP}$ ) noch eine Landnutzungsänderung von Grünland zu Acker ( $F_{SOM}$ ) statt. Deshalb kann Formel 1 umgewandelt und auf die direkt messbaren Größen gekürzt werden (Formel 2),

$$Frac_{LEACH} = N_{(L)} / (F_{SN} + F_{ON} + F_{CR}) \quad \text{Formel 2}$$

wobei  $N_{(L)}$  die N-Verluste durch Versickerung sind ( $kg \cdot a^{-1}$ ).

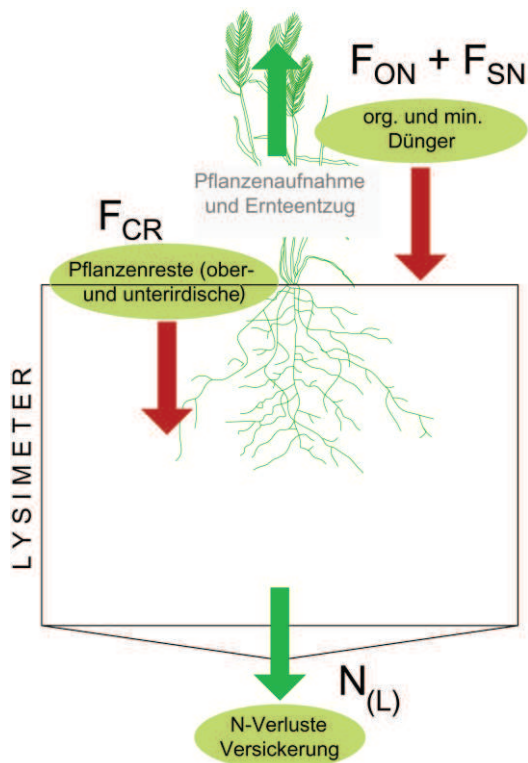


Abbildung 1: Gemessene Frachten der N-Inputs und N-Outputs (Ellipsen) der Lysimeter (siehe Formel 2). Die Aufnahme durch Pflanzen sowie der Ernteentzug sind für die Berechnung von  $F_{CR}$  nötig.

14 der 22 Lysimeter wurden auf ackerbaulich genutzten Flächen installiert, während acht Lysimeter unter Grünland eingebaut sind. Sie decken eine weite Bandbreite an unterschiedlichen Böden, klimatischen Bedingungen und Bewirtschaftungsformen ab (Abbildung 2). An manchen Standorten wurden mehrere Lysimeter installiert, um Unterschiede in Bodentyp, Landnutzung oder Bewirtschaftung zu untersuchen.

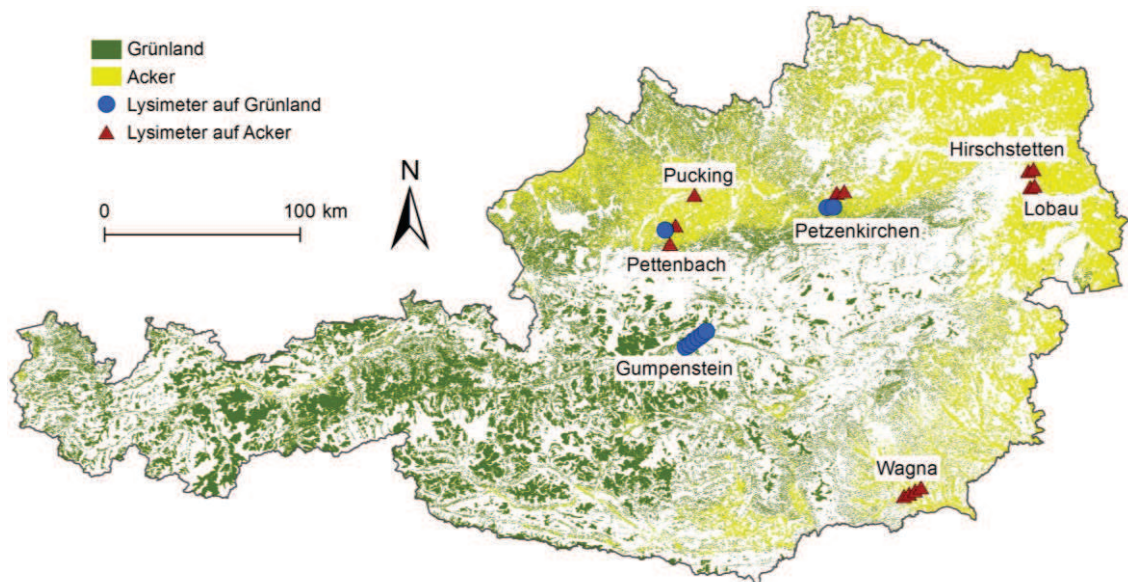


Abbildung 2: Lysimeterstandorte und Landnutzung in Österreich. Kreise kennzeichnen Lysimeter unter Grünland, Dreiecke kennzeichnen Lysimeter auf Ackerstandorten.

Die einzelnen Lysimeter wurden von unterschiedlichen Organisationen betrieben, wodurch auch das Messprinzip unterschiedlich sein kann. An manchen Standorten fungiert ein Saugrechen zur Wassergewinnung, an anderen Standorten erfolgt die Sickerwassersammlung rein nach dem

Schwerkraftprinzip. Einige Lysimeter wurden gefüllt, andere wurden ungestört entnommen. Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal ist die Bodenmächtigkeit und damit einhergehend die Tiefe der Sickerwassergewinnung.

Wie auch immer das Lysimeter ausgeformt ist, können alle Terme der Massenbilanzgleichung (Formel 2) gemessen und für eine Auswertung des  $F_{\text{LEACH}}$  herangezogen werden. Eine Ausnahme bildet jedoch  $F_{\text{CR}}$ , die feldverbleibenden Pflanzenreste. Da die Wurzelbildung nicht an allen Standorten mituntersucht wurde, wurden die unterirdische Pflanzenmasse gemäß den Vorgaben der IPCC Richtlinien in Abhängigkeit der oberirdischen Pflanzenentwicklung berechnet.

### 3 STANDORTBESCHREIBUNG

Die wichtigsten Informationen der einzelnen Lysimeterstandorte sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Für eine genauere Beschreibung der Standorte wird auf Eder et al. (2015) verwiesen.

TABELLE 1: ÜBERSICHT DER AUSGEWERTETEN LYSIMETERSTANDORTE MIT NIEDERSCHLAG (P), JÄHRLICHE SICKERWASSERMENGE (L), OBERFLÄCHE (A), SAMMELTIEFE (Z), LYSIMETERFÜLLTYP, ART DER SICKERWASSERSAMMLUNG, BODENTYP UND LANDNUTZUNG.

Lysimeter	P mm · a <sup>-1</sup>	L mm · a <sup>-1</sup>	A m <sup>2</sup>	z cm	Typ	Sammlung	Bodentyp	Land- nutzung
<b>Petz 1</b>	723	208	0,35	110	ungestört	Schwerkraft	kalkh. Lockersed.- Braunerde	Ackerbau
<b>Petzsyn 1</b>	723	297	0,35	110	ungestört	Schwerkraft	kalkh. Lockersed.- Braunerde	
<b>Wagcon 1</b>	914	340	1	70	gestört	Schwerkraft	silikat. Braunerde	
<b>Wagcon 2</b>	914	351	1	200	ungestört	Unterdruck	silikat. Braunerde	
<b>Wagbio 1</b>	914	228	1	110	gestört	Schwerkraft	silikat. Braunerde	
<b>Wagbio 2</b>	914	337	1	200	ungestört	Unterdruck	silikat. Braunerde	
<b>Peba 1</b>	1030	307	1	150	ungestört	Unterdruck	pseudovergl. Lockersed.- Braunerde	
<b>Peba 3</b>	1030	362	1	150	ungestört	Unterdruck	pseudovergl. Lockersed.- Braunerde	
<b>Puck 1</b>	753	339	1	150	ungestört	Unterdruck	kalkh. Lockersed.- Braunerde	
<b>Lob 1</b>	534	120	1	150	ungestört	Schwerkraft	grauer Auboden	
<b>Lob 2</b>	534	120	1	150	ungestört	Schwerkraft	grauer Auboden	
<b>Lob 3</b>	534	120	1	150	ungestört	Schwerkraft	grauer Auboden	
<b>Hirs</b>	520	120	2	250	gestört	Schwerkraft	Tschernosem	
<b>Hirt</b>	520	120	2	250	gestört	Schwerkraft	Tschernosem	
<b>Petz 2</b>	723	173	0,35	110	ungestört	Schwerkraft	kalkh. Lockersed.- Braunerde	Grünland
<b>Petzsyn 2</b>	723	222	0,35	110	ungestört	Schwerkraft	kalkh. Lockersed.- Braunerde	
<b>Peba 2</b>	1030	446	1	150	ungestört	Unterdruck	pseudovergl. Lockersed.- Braunerde	
<b>Gump 1</b>	1013	464	1	150	ungestört	Schwerkraft	Braunerde	
<b>Gump 2</b>	1013	584	1	150	ungestört	Schwerkraft	Braunerde	
<b>Gump 3</b>	1013	1068	1	150	ungestört	Schwerkraft	Braunerde	
<b>Gump 4</b>	1013	499	1	150	ungestört	Schwerkraft	Braunerde	
<b>Gump 5</b>	1013	508	1	150	ungestört	Schwerkraft	Braunerde	

#### 4 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Basierend auf den Lysimeterergebnissen, Ernteanalysen und weiteren begleitenden Messungen konnten die einzelnen Terme der N-Massenbilanz (Abbildung 1) entweder direkt gemessen oder indirekt berechnet werden, um schlussendlich  $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$  auszuwerten (Tabelle 2).

##### Korrektur der Sickerwasserraten

Bei der Sickerwassersammlung nach dem Schwerkraftprinzip, bei dem am Ausfluss des Lysimeters der Luftdruck wirkt, werden die Sickerwassermengen vor allem in Trockengebieten oft unterschätzt und gemäß Stenitzer und Fank (2008) angepasst. Die Sickerwassermengen der Lysimeter mit Saugrechen konnten ohne Korrektur verwendet werden. Die Konzentrationen wurden bei allen Standorten entsprechend den Messungen verwendet.

##### Berechnung von $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ (nur Sickerwasser)

Für die Berechnung von  $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$  wurden zwei unterschiedliche Ansätze gewählt. Zum einen wurde die Massenbilanzgleichung für die gesamte Zeitreihe der einzelnen Lysimeter gelöst. Zum anderen wurden jährliche  $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$  Werte berechnet, die anschließend einer statistischen Analyse zugeführt wurden um Aussagen über die jährliche Variabilität treffen zu können.

Generell weisen Grünlandstandorte im Vergleich zu Ackerstandorten signifikant geringere  $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ -Werte auf (Tabelle 2). Das arithmetische Mittel aller Grünlandstandorte ist 0,021 während es unter ackerbaulicher Bewirtschaftung bei 0,254 liegt. Der höchste jährliche  $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$  auf Grünland wurde in Pettenbach gemessen (0,11 in 1995), als zusätzlich zum Wirtschaftsdünger mineralischer Dünger aufgebracht wurde. Die empfohlene Düngermenge gemäß den Richtlinien für eine sachgerechte Düngung (BMLFUW, 2006) wurde an diesem Standort um durchschnittlich 44 % überschritten.

Die zeitliche Betrachtungsweise (jährlich oder über den gesamten Beobachtungszeitraum) spielt bei Grünland eine untergeordnete Rolle, da die jährlichen Abweichungen aufgrund des relativ homogenen N-Bedarfs gering sind. Kleinere Fluktuationen treten nur bei außergewöhnlichen Niederschlags- oder Verdunstungsperioden bzw. bei einer unterschiedlichen Anzahl und Zeitpunkten von Mähterminen auf. Obwohl in Österreich der Großteil des Grünlands entweder permanent oder nach einer bestimmten Anzahl von Schnitten beweidet wird, vergrößert eine Beweidung  $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$  nicht, da der durch Beweidung verursachte zusätzliche N-Eintrag beim Düngemanagement bereits berücksichtigt und abgezogen werden muss. Die Grenzwerte hierfür sind in den Richtlinien für eine sachgerechte Düngung angeführt (BMLFUW, 2006).



TABELLE 2: STICKSTOFFVERLUSTE DURCH LEACHING ( $N_{(L\_TOT)}$ ), STICKSTOFFQUELLEN ( $F_{SN\_TOT}$ ,  $F_{ON\_TOT}$ ,  $F_{CR\_TOT}$ ) FÜR DEN GESAMTEN MESSZEITRAUM, WERTE FÜR  $FRAC_{LEACH}$  ÜBER DEN GESAMTEN AUSWERTENZEITRAUM ( $FRAC_{LEACH\_TOT}$ ) UND ALS MITTEL DER EINZELNEN JAHRE ( $FRAC_{LEACH\_MEAN}$ ), STANDARDABWEICHUNG DER EINZELJAHRE (STD.DEV.), AUSWERTENZEITRAUM IN JAHREN (N) UND LANDNUTZUNG.

Standort	$N_{(L\_TOT)}$ kg N · ha <sup>-1</sup>	$F_{SN\_TOT}$ kg N · ha <sup>-1</sup>	$F_{ON\_TOT}$ kg N · ha <sup>-1</sup>	$F_{CR\_TOT}$ kg N · ha <sup>-1</sup>	$FRAC_{LEACH\_TOT}$ -	$FRAC_{LEACH\_MEAN}$ -	std. dev. -	n	Land- nutzung
Petz 1	225	908	366	357	0,138	0,288	0,390	5	Acker
Petzsyn 1	278	0	506	398	0,307	0,565	0,541	5	
Wagcon 1	638	1608	0	910	0,253	0,261	0,172	10	
Wagcon 2	164	548	476	1151	0,075	0,121	0,120	8	
Wagbio 1	818	1370	293	1077	0,299	0,330	0,278	10	
Wagbio 2	270	0	0	1625	0,166	0,309	0,398	8	
Peba 1	479	1571	769	1552	0,123	0,153	0,147	18	
Peba 3	301	116	1888	1568	0,084	0,088	0,059	18	
Puck 1	815	725	793	885	0,921	0,832	1,126	16	
Lob 1	183	0	0	1041	0,176	0,207	0,151	13	
Lob 2	248	0	285	929	0,204	0,230	0,173	13	
Lob 3	241	302	0	1087	0,173	0,240	0,230	13	
Hirs	168	0	311	156	0,359	0,416	0,241	4	
Hirt	163	0	373	203	0,282	0,320	0,152	4	
Petz 2	36	0	0	2279	0,016	0,018	0,015	6	
Petzsyn 2	18	0	0	1753	0,011	0,010	0,011	4	
Peba 2	121	955	597	708	0,054	0,057	0,033	6	
Gump 1	3	120	0	201	0,011	0,010	0,012	3	
Gump 2	5	238	0	327	0,008	0,007	0,009	3	
Gump 3	23	214	0	319	0,043	0,038	0,053	3	
Gump 4	4	311	0	377	0,006	0,006	0,002	3	
Gump 5	13	409	0	331	0,017	0,018	0,004	3	

Für ackerbaulich genutzte Flächen werden deutlich höhere  $FRAC_{LEACH}$ -Werte berechnet. Weiters weisen sie aufgrund der Fruchtfolge und den damit verbundenen unterschiedlichen N-Bedarf, Düngemengen und Ernteentzüge der einzelnen Feldfrüchte eine hohe jährliche Variabilität auf. Zusätzlich spielt der zeitliche Faktor bei der Mineralisierung von feldverbleibenden Pflanzenresten eine wesentliche Rolle (David et al., 1997). In der vorliegenden Arbeit wurde das Mineralisierungspotential dem Jahr der Ernte zugeschrieben, obwohl die Mineralisierung und der Transport ins Grundwasser über eine längere Periode stattfinden. Deswegen sind die Mittelwerte der jährlichen Berechnungen für  $FRAC_{LEACH}$  der einzelnen Standorte für eine Langzeitbetrachtung nicht repräsentativ aber ein hervorragender Ansatz, um besondere Vorgänge rund um die Auswaschung von Stickstoff herauszustreichen. Am besten kann dies am Standort Petzenkirchen durch die vorgenommene Landnutzungsänderung gezeigt werden (Abbildung 3). Nach der Maisernte im Jahr 1994 wurde das Feld in eine Grünbrache umgewandelt. Die Ernteerträge im Jahr des Umbruchs waren sehr niedrig, sodass ein großer N-Vorrat im Boden verblieb. Die höchsten N-Konzentrationen und N-Austräge wurden mit einer signifikanten zeitlichen Verzögerung erst in den ersten Monaten des Folgejahres gemessen.

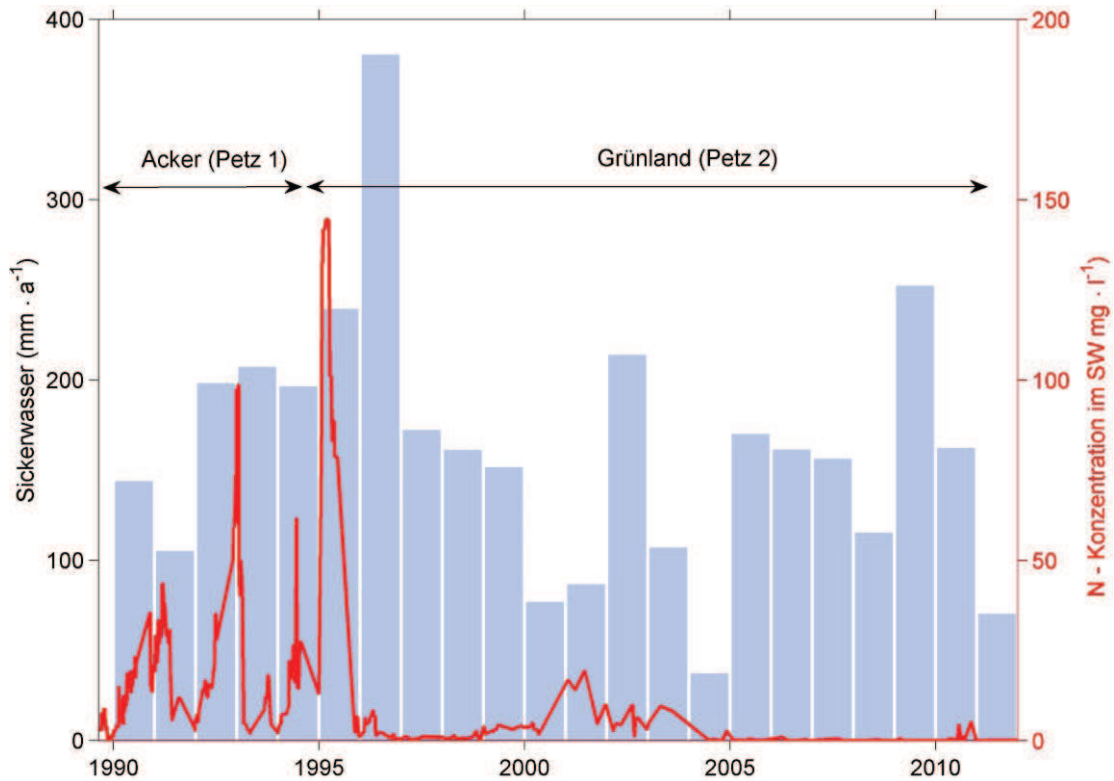


Abbildung 3: Sickerwasserraten und Stickstoffkonzentrationen im Sickerwasser des Standortes Petzenkirchen.

Bei der Berechnung von Einzeljahren oder nur sehr kurzer Beobachtungszeiträume können durch den Übertrag von gespeichertem Stickstoff in die Folgejahre viel höhere  $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ -Werte auftreten, als bei langen Zeitreihen. Die höchsten jährlichen  $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ -Werte wurden für Pucking in jenen Jahren berechnet, in denen Sojabohne angebaut wurde. Der Maximalwert betrug 3,60 und kann damit begründet werden, da durch ein Ausbleiben der Düngung der Dividend der IPCC-Berechnung (Formel 2) klein wird. Dieses Phänomen tritt bei allen Leguminosen auf, da diese üblicherweise wenig oder gar nicht gedüngt werden, aber dennoch N über das Sickerwasser ausgetragen wird.

#### Stickstofffrachten

Obwohl hohe  $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ -Werte eine schlechte N-Nutzung vermuten lassen sind sie kein Indiz für hohe N-Frachten. Zum Beispiel lagen die N-Verluste für Sojabohne in Pucking trotz der  $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ -Maximalwerte lediglich im Bereich des Mittelwertes aller Feldfrüchte ( $51 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ ).

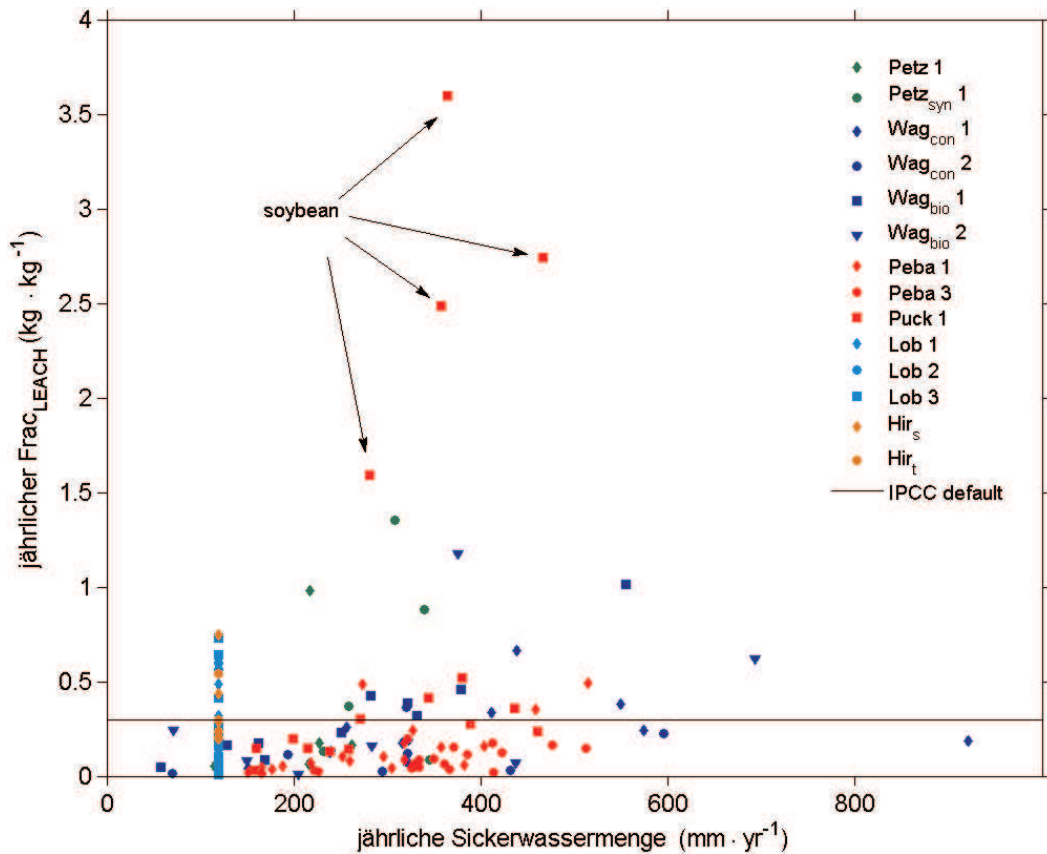


Abbildung 4: Jährliche  $Frac_{LEACH}$ -Werte in Abhängigkeit des jährlichen Sickerwasseranfalls der einzelnen Lysimeterstationen. Lysimeter mit örtlichem Bezug zueinander und daher ähnlichen meteorologischen Bedingungen sind in derselben Farbe dargestellt.

Allgemein führen hohe Sickerwassermengen sowohl zu hohen  $Frac_{LEACH}$ -Werten als auch zu hohen N-Austrägen ins Grundwasser. Der Vergleich zwischen den Standorten zeigt, dass mächtige Bodenprofile mit hoher nutzbarer Feldkapazität weniger N-Verluste zulassen, wie an den Beispielen Pettenbach und Pucking demonstriert werden kann (Abbildung 4). Die Lysimeter unterliegen aufgrund der räumlichen Nähe den ähnlichen klimatischen Verhältnissen. Die Trendlinie für die N-Verluste des geringmächtigen Standortes Pucking mit 60 cm Oberboden und einer Feldkapazität innerhalb dieses Oberbodens von lediglich 112 mm liegt oberhalb der Trendlinie für die N-Verluste von Peba1 und Peba2 mit 150 cm und 110 cm Bodenmächtigkeit bzw. 534 mm und 396 mm Feldkapazität. Bei gleichem Sickerwasseranfall waren die N-Austräge in Pucking im Vergleich zu Pettenbach wesentlich höher, obwohl in Pucking nur 80 % der empfohlenen Düngemenge aufgebracht wurde. In Peba 3 und Peba 1 betragen die Düngegaben 95 % und 122 % der empfohlenen Menge.



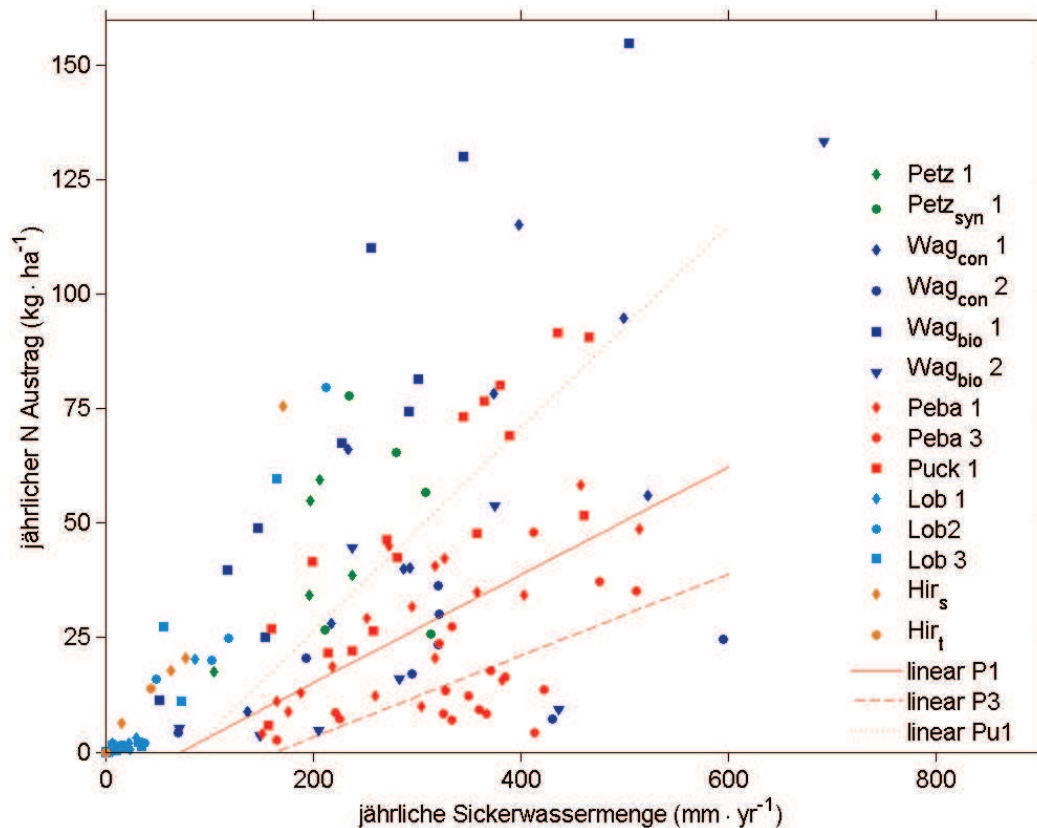


Abbildung 5: Jährliche N-Austräge über das Sickerwasser in Abhängigkeit der jährlichen Sickerwassermenge von ackerbaulich genutzten Standorten. Lysimeter mit örtlichem Bezug zueinander und daher ähnlichen meteorologischen Bedingungen sind in derselben Farbe dargestellt.

Ein weiteres wesentliches Kriterium für hohe N-Konzentrationen im Sickerwasser und hohen  $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ -Werten ist ein hoher verbleibender N-Vorrat im Boden. Auf der einen Seite wird der N-Vorrat durch die Einarbeitung von über- und unterirdischen Pflanzenresten in den Boden erhöht, andererseits kann auch eine schwache Ausschöpfung des N-Vorrats durch eine schlechte Pflanzenentwicklung für hohe N-Gehalte im Boden sorgen, wenn hinsichtlich Ertragsersparung gedüngt wird. Traten bei hohen N-Vorräten langandauernde Niederschläge auf, konnten hohe N-Austräge ins Grundwasser gemessen werden, wie zum Beispiel in der Lobau im Jahr 2008 beobachtet. Obwohl in diesem Jahr Kartoffel angebaut wurden, die einen hohen N-Bedarf haben, führten die schlechte Pflanzenentwicklung der Erbse und deren gesamte Einarbeitung im Vorjahr zu N-Verlusten von  $60 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  (Lob2) und  $80 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  (Lob3). Zusätzlich wurde der N-Vorrat durch die biologische N-Fixierung der Leguminose erhöht. Am Standort Lob1, der Nulldüngungsvariante der Lobau, wurden 2008 nur  $20 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$  N-Verluste gemessen. Dies entspricht aber ungefähr den doppelten durchschnittlichen Verlusten, verursacht durch die hohen N-Vorräte im Boden.

Die Messergebnisse und Berechnungen zeigen deutlich, dass die  $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$ -Werte deutlich unter dem IPCC Standardwert liegen (IPCC, 2006). Allerdings werden in den Richtlinien des IPCC die N-Verluste über Sickerwasser und durch Oberflächenabfluss herangezogen. Letzteres kann bei Lysimeterstudien nicht berücksichtigt werden, da diese üblicherweise auf flachem Gelände installiert sind.

#### Berechnung von $\text{Frac}_{\text{LEACH}}^*$ (Sickerwasseraustrag und Oberflächenverluste)

Für ein gebirgiges Land wie Österreich müssen bei der Berechnung von  $\text{Frac}_{\text{LEACH}}$  auch die lateralen Fließwege (Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss, Dränagenabfluss) Berücksichtigung finden oder zumindest diskutiert werden.

Die Nitratkonzentrationen von Oberflächenabfluss und daher auch die N-Verluste durch Oberflächenabfluss sind im Vergleich zu den N-Verlusten über das Sickerwasser meist sehr gering (Jackson et al., 1973; Casson

et al., 2008; Sharpley et al., 1987). Leider ist die Datenbasis für die Berechnung der lateralen Abflusskomponenten unzureichend und es musste für die Abschätzung der N-Verluste über Oberflächenabfluss auf Ergebnisse einer österreichweiten Simulationsstudie zurückgegriffen werden (BMLFUW, 2011). Durch Addition der simulierten Stickstoffeinträge ins Gewässer von Oberflächenabfluss ( $10321 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ ), Schneeschmelze ( $535 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ ) und Dränagen ( $2732 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ ) und anschließender Division durch die Einträge über das Grundwasser ( $45425 \text{ t} \cdot \text{a}^{-1}$ ), kann der Anteil der N-Einträge ins Gewässer über laterale Fließwege mit 30 % beziffert werden.

TABELLE 3: GEMESSENE N-VERLUSTE ÜBER SICKERWASSER ( $N_{(L)\text{LEACHING}}$ ), BERECHNETE N-VERLUSTE ÜBER OBERFLÄCHENABFLUSS ( $N_{(L)\text{RUNOFF}}$ ), GESAMTE N-VERLUSTE ( $N_{(L)}$ ), N-QUELLEN ( $F_{\text{SN}} + F_{\text{ON}} + F_{\text{CR}}$ ), KORRIGIERTE WERTE FÜR  $\text{FRAC}_{\text{LEACH}}$  ( $\text{FRAC}_{\text{LEACH}}^*$ ) UND LANDNUTZUNG.

Standort	$N_{(L)\text{ leaching}}$ kg N · ha <sup>-1</sup>	$N_{(L)\text{ runoff}}$ kg N · ha <sup>-1</sup>	$N_{(L)}^*$ kg N · ha <sup>-1</sup>	$F_{\text{SN}} + F_{\text{ON}} + F_{\text{CR}}$ kg N · ha <sup>-1</sup>	$\text{Frac}_{\text{LEACH}}^*$ -	Land- nutzung
<b>Petz 1</b>	225	68	293	1632	0,180	Acker
<b>Petzsyn 1</b>	278	83	361	904	0,399	
<b>Wagcon 1</b>	638	191	830	2518	0,329	
<b>Wagcon 2</b>	164	49	213	2175	0,098	
<b>Wagbio 1</b>	818	245	1064	2740	0,388	
<b>Wagbio 2</b>	270	81	351	1625	0,216	
<b>Peba 1</b>	479	144	623	3892	0,160	
<b>Peba 3</b>	301	90	391	3572	0,109	
<b>Puck 1</b>	815	245	1060	2403	0,441	
<b>Lob 1</b>	183	55	238	1041	0,229	
<b>Lob 2</b>	248	74	323	1214	0,266	
<b>Lob 3</b>	241	72	313	1389	0,225	
<b>Hirs</b>	168	50	218	467	0,467	
<b>Hirt</b>	163	49	211	575	0,367	
<b>Petz 2</b>	36	11	47	2279	0,020	
<b>Petzsyn 2</b>	18	6	24	1753	0,014	
<b>Peba 2</b>	121	36	157	2260	0,070	
<b>Gump 1</b>	3	1	4	322	0,014	
<b>Gump 2</b>	5	1	6	564	0,010	
<b>Gump 3</b>	23	7	30	533	0,056	
<b>Gump 4</b>	4	1	5	688	0,008	
<b>Gump 5</b>	13	4	17	740	0,022	

## 5 ZUSAMMENFASSUNG

Die Bewertung der indirekten Emissionen von Böden über die Pfade Versickerung und Oberflächenabfluss anhand der verschiedenen Lysimeter in Österreich zeigt, dass  $Frac_{LEACH}$  unter typischer lokaler Bewirtschaftung kleiner als der IPCC-Standardwert von 0,3 ist. Der  $Frac_{LEACH}$ -Wert für Grünland ist 0,021, während unter ackerbaulicher Nutzung ein Wert von 0,254 angenommen werden kann (Tabelle 4). Unter Berücksichtigung der Stickstoffverluste über Oberflächenabfluss, die 30 % der Sickerwasserstickstoffverluste ausmachen, betragen die korrigierten  $Frac_{LEACH}$ -Werte 0,277 für Acker und 0,027 für Grünland. In Österreich werden 49 % der gesamten landwirtschaftlichen Fläche ackerbaulich und 51 % als Grünland genutzt. Unter der Annahme, dass die Ergebnisse der Lysimeterstudien hinsichtlich Bewirtschaftung, Bodeneigenschaften und klimatische Bedingungen repräsentativ für Gesamtösterreich sind, ergibt dies einen  $Frac_{LEACH}$  für Österreich von 0,15.

**TABELLE 4: MITTLERER  $Frac_{LEACH}$  (NUR SICKERWASSER) UND MITTLERER KORRIGIERTER  $Frac_{LEACH}^*$  (SICKERWASSER UND OBERFLÄCHENABFLUSS) ALLER ACKERBAULICH GENUTZTEN UND GRÜNLAND-LYSIMETER.**

Fläche	$Frac_{LEACH}$	$Frac_{LEACH}^*$
Acker	0,254	0,277
Grünland	0,021	0,027
Österreich gesamt	0,135	0,150

Die Berechnung der N-Verluste über die Pfade Sickerwasser und Oberflächenabfluss kann durch eine Regionalisierung der Punktergebnisse durch Integration räumlich detailliertere Information von Bewirtschaftung und Bodeneigenschaften sicherlich verbessert werden. Als Basis für eine Regionalisierung der erhaltenen Ergebnisse könnten prozessorientierte Modelle herangezogen werden, welche die hohe Variabilität der verschiedenen Atmosphäre-Pflanze-Boden- Interaktionen widerspiegeln können. Für eine Kalibrierung dieser Modelle sind wiederum langjährige Datensätze von Lysimetermessungen notwendig. Weiters wird eine genauere Betrachtung der lateralen Fließ- und Austragspfade zu einer Verfeinerung der Ergebnisse beitragen, da Stickstoff bei geneigten Flächen über eine Kombination von Sickerwasser, Oberflächenwasser und oberflächennahen Zwischenabfluss ausgetragen wird. Basis für sämtliche Berechnungen bilden lange Datenreihen!

## 6 LITERATUR

- BMLFUW (2006): Richtlinien für die Sachgerechte Düngung. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft. 6. Auflage, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasser, 79 S., Wien.
- BMLFUW (2011): Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasser, 190 S., Wien.
- Casson, J.P., Olson, B.M., Little, J.L., Nolan, S.C. (2008): Assessment of Environmental Sustainability in Alberta's Agricultural Watersheds Project. Volume 4: Nitrogen loss in surface runoff. Alberta Agriculture and Rural Development, 71 pp, Lethbridge, Alberta, Canada.
- David, M.B., Gentry, L.E., Kovacic, D.A., Smith, K.M. (1997): Nitrogen balance in and export from an agricultural watershed. *J Environ Qual.* 26: 1038-1048. doi:10.2134/jeq1997.00472425002600040015x.
- Eder, A., Blöschl, G., Feichtinger, F., Herndl, M., Klammner, G., Hösch, J., Erhart, E. and Straus, P. (2015): Indirect nitrogen losses of managed soils contributing to greenhouse emissions of agricultural areas in Austria: results from lysimeter studies. *Nutr Cycl Agroecosyst* 101: 351-364, doi:10.1007/s10705-015-9682-9.
- IPCC (2006): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe (Eds). IGES, Japan, ISBN 4-88788-032-4.
- Jackson, W.A., Asmussen, I.E., Hauser, E.W., White, A.W. (1973): Nitrate in surface and subsurface flow from a small agricultural watershed. *J Environ Qual* 2: 480-482. doi:10.2134/jeq1973.00472425000200040017x.
- Kroeze, C., Aerts, van Breemen, N. van Dam, D., van der Hoek, K., Hofschreuder, P., Hoosbeek, M., de Klein, J., Kros, H., van Oene, H., Tietema, A., van der Veeren, R., de Vries, W. (2003): Uncertainties in the fate of nitrogen I: An overview of sources of uncertainty illustrated with a Dutch case study. *Nutr Cyc Agroecosys* 66: 43-69. doi:10.1023/A:1023339106213.

## INDIREKTE STICKSTOFFVERLUSTE VON BEWIRTSCHAFTETEN BÖDEN

Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., van Cleemput, O. (1998): Closing the global N<sub>2</sub>O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle – OECD/IPCC/IEA phase II development of IPCC guidelines for national greenhouse gas inventory methodology. *Nutr Cycl Agroecosy*, 52: 225-248. doi: 10.1023/A:1009740530221.

Sharpley, A.N., Smith, S.J., Naney, J.W. (1987): Environmental impact of agricultural nitrogen and phosphorus use. *J Agric Food Chem* 35: 812-817.

Scholefield, D., Tyson, K.C., Garwood, E.A., Armstrong, A.C., Hawkins, J., Stone, A.C. (1993): Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *Eur J Soil Sci* 44: 553-749. doi: 10.1111/j.1365-2389.1993.tb02325.x.

Stenitzer, E., Fank, J. (2008): Schwerkraft- versus Unterdrucklysimeter – eine Simulationsstudie. In: Diffuse Einträge in das Grundwasser: Monitoring - Modellierung - Management. Landwirtschaft und Wasserwirtschaft im Fokus zu erwartender Herausforderungen. Beiträge zur Hydrogeologie 56: 114-118. Graz.

Umweltbundesamt 2013: Austria's National Inventory Report 2013 – Agriculture (CRF Sector 4), 260-322. Umweltbundesamt, Wien.

### AUTOREN:

ALEXANDER EDER,

GÜNTHER SCHMID,

FRANZ FEICHTINGER,

JOHANN DORNER,

PETER STRAUSS, Kontakt: IKT@BAW.AT



