

Tagungsbeitrag zu: Jahrestagung der DBG, Kommission IV
Titel der Tagung: Böden - Lebensgrundlage und Verantwortung
Veranstalter: DBG
Termin und Ort: 7. - 12.09.2013, Rostock
Berichte der DBG
(nicht begutachtete online Publikation)
<http://www.dbges.de>

Methanemissionen und Methangehalte im Boden verschiedener Ökosysteme der Marsch

S. Witte¹, L. Giani¹

Zusammenfassung

Die Methanemissionen verschiedener Marschökosysteme wurden von Oktober 2011 bis Dezember 2012 zweiwöchentlich nach der *non-steady-state chamber method* gemessen.

Tiefenprofile der Methankonzentrationen im Boden wurden im Jahr 2013 für ausgewählte Standorte erstellt.

Die anhand der Messungen berechneten Jahresemissionen ($-1,92 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $2166,45 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) verdeutlichen eine hohe räumliche Variabilität unabhängig vom Vegetations-Landnutzungs- und/oder Bodentyp. Saisonal stark unterschiedliche Emissionsraten werden auf schwankende Grundwasserstände zurückgeführt.

Die Tiefenprofile zeigen, dass in seewasserbeeinflussten Böden in großen Tiefen stark erhöhte Methankonzentrationen vorliegen können (bis zu $800,63 \mu\text{mol CH}_4 \text{ l}^{-1}$), obwohl diese Böden nur geringe Mengen Methan emittieren. Ein möglicher Zusammenhang mit den hohen Sulfatkonzentrationen dieser Böden ist noch zu klären.

Einleitung

Methan (CH_4) stellt in der Atmosphäre ein klimarelevantes Spurengas dar, dessen

Wirkung jene von Kohlenstoffdioxid (CO_2) bei einem Betrachtungszeitraum von 100 Jahren um das 25-fache übertrifft (IPPC, 2007). Feuchtgebiete, zu denen auch die Marschen zählen, wirken im globalen Kreislauf als Methanquellen (z.B. Le Mer & Roger, 2001). Im Rahmen des Forschungsprojektes COMTESS (Sustainable COastal Land Management: Trade-offs in EcoSystem Services) wurden Standorte verschiedener Vegetations-Landnutzungstypen in der Marsch hinsichtlich ihrer Quellen- und Senkenfunktionen im Methankreislauf untersucht.

Material und Methoden

Die Gasproben wurden zweiwöchentlich von Oktober 2011 bis Dezember 2012 auf 22 Marschstandorten in Ostfriesland nach der *non-steady-state chamber method* (z.B. Holland et al., 1999) aufgefangen (Abb.1), die Methangehalte mit einem *Shimadzu GC2010plus* gemessen und die Methanflüsse anhand der Konzentrationsänderungen in der Haube unter der Annahme eines linearen Anstiegs berechnet. Die Berechnung der Jahresemissionen für die verschiedenen Standorte erfolgte anhand linearer Interpolation zwischen den Messdaten. Zusätzlich wurden Wasserstand (zweiwöchentlich), Bodentyp und Kohlenstoffvorräte der untersuchten Flächen ermittelt.

Im Mai 2013 und Juli 2013 wurden entsprechend Giani et al. (1996) an ausgewählten Standorten die Methangehalte in verschiedenen Bodentiefen gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Die berechneten Jahresemissionen verdeutlichen eine große räumliche Variabilität der Methanfreisetzung unabhängig vom Vegetations-Landnutzungs- und/oder Bodentyp (Tab.: 1). Die höchsten Emissionen (bis zu $2166,45 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) wurden auf zwei Kleimarschstandorten mit *Phragmites australis* gemessen. Ebenfalls hohe Jahresemissionen (bis zu $322,73 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) wurden für zwei Knickmarschstandorte mit *Alopecurus pratensis* und *Festuca rubra* ermittelt.

¹ Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, Institut für Biologie und Umweltwissenschaften, sarah.m.witte@uni-oldenburg.de

Tab. 1: Vegetation, Nutzung, Bodentyp, Jahresemissionsraten, durchschnittliche Leitfähigkeit des Stau- bzw. Grundwassers und Gesamt-Kohlenstoffvorräte bezogen auf eine Tiefe von 80 cm der untersuchten Standorte (n.b. = nicht bestimmt)

Vegetation	Nutzung	Bodentyp	jährliche Methanemission [kg CH ₄ ha ⁻¹ a ⁻¹]	durchschnittliche Leitfähigkeit [mS cm ⁻¹]	C _t [t ha ⁻¹]
Phragmites australis	ungenutzt	Kleimarsch	2166,45	2,98	378,42
		Kleimarsch	872,92	4,17	378,42
		Rohmarsch	7,70	10,02	118,37
		Rohmarsch	82,80	7,64	144,97
Puccinellia maritima	ungenutzt	Rohmarsch	-1,92	27,04	207,75
		Rohmarsch	5,17	34,73	238,24
		Rohmarsch	26,03	32,72	263,34
Elymus athericus	ungenutzt	Rohmarsch	6,04	20,84	353,72
		Rohmarsch	6,35	23,26	231,46
		Rohmarsch	5,29	27,52	280,38
Juncus effusus, Carex acuta	beweidet	Kalkmarsch	3,76	14,20	225,39
		Kalkmarsch	0,00	10,61	408,21
		Rohmarsch	2,30	14,86	324,49
		Kleimarsch	51,58	6,61	292,88
		Rohmarsch	31,38	13,63	357,27
Alopecurus pratensis, Festuca rubra	beweidet	Dwogmarsch	0,00	n.b.	208,50
		Dwogmarsch	19,08	0,69	166,66
		Organomarsch	5,12	2,18	519,82
Alopecurus pratensis, Festuca rubra	gemäht	Knickmarsch	95,35	0,49	184,37
		Knickmarsch	322,73	0,43	158,48
Lolium perenne, Alopecurus pratensis	gemäht	Kleimarsch	0,00	0,37	144,23
		Kleimarsch	0,00	0,51	245,39

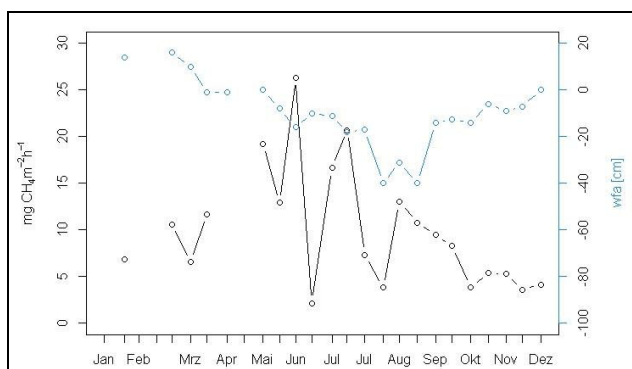


Abb. 1: Methanemission und Wasserflurabstand (wfa) einer Kleimarsch mit *Phragmites australis* im Jahresverlauf

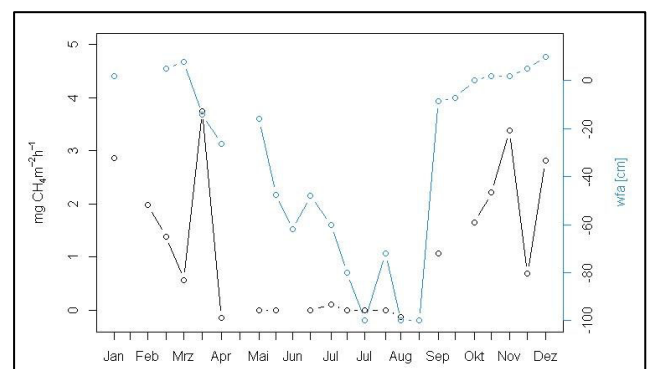


Abb. 2: Methanemission und Wasserflurabstand (wfa) einer Knickmarsch mit *Alopecurus pratensis* und *Festuca rubra* im Jahresverlauf

Die stark emittierenden Flächen zeigen im Jahresgang unterschiedliche Verläufe der Emissionsraten. Die Kleimarschen mit *Phragmites australis* emittieren bei permanent wassergesättigtem Oberboden das ganze Jahr über Methan, wobei die höchsten Emissionen im Sommer gemessen wurden (Abb. 1). Die Knickmarschen mit *Alopecurus pratensis*

und *Festuca rubra* zeichnen sich durch saisonale Emissionen während der Überstauung dieser Flächen von September bis März aus (Abb. 2).

Die Rohmarschflächen im direkten Meerwassereinfluss sind größtenteils schwache Methanemittenten.

Die Tiefenprofile (Abb. 3&4) verdeutlichen jedoch, dass auf einigen Rohmarschstandorten in 150 cm Tiefe Methan-

gehalte erreicht werden können, die mit denen der stark emittierenden Flächen vergleichbar sind (bis zu $800,63 \mu\text{mol CH}_4 \text{ l}^{-1}$). Die starke Abnahme der Methangehalte im Oberboden der Rohmarschen ist vermutlich auf das Vorliegen größerer Mengen Sulfat zurückzuführen (z.B. Valentine, 2002).

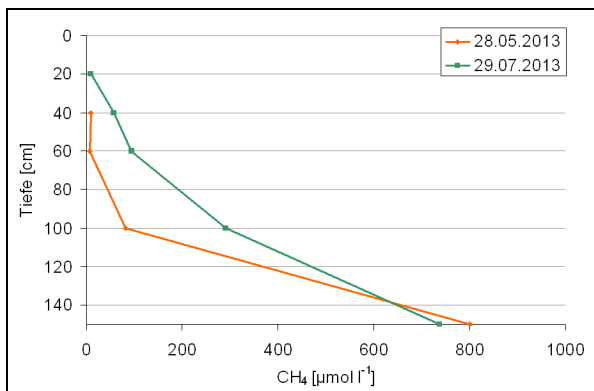


Abb. 3: Methangehalte in verschiedenen Tiefen einer Rohmarsch mit *Elymus athericus*

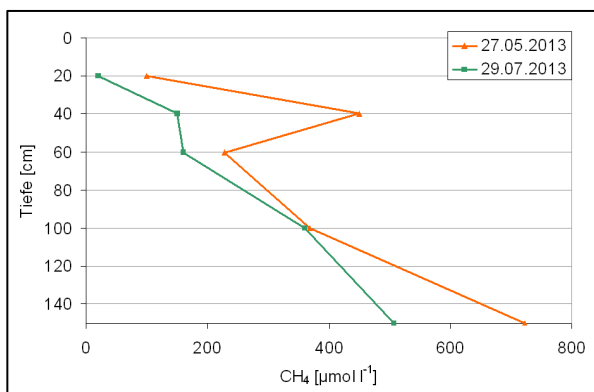


Abb. 4: Methangehalte in verschiedenen Tiefen einer Kleimarsch mit *Phragmites australis*

Ausblick

In weiteren Untersuchungen sollen neben den Methangehalten auch die Sulfatgehalte in den entsprechenden Bodentiefen ermittelt werden. Hierdurch soll geklärt werden, ob erhöhte Sulfatkonzentrationen auf den untersuchten Flächen zu einer Reduzierung der Methanfreisetzung führen. Eine Erfassung der Sulfatgehalte ermöglicht zudem die Lokalisierung einer Sulfat-Methan Übergangszone (z.B. Valentine, 2002) in den seewasserbeeinflussten Böden.

Durch eine weitere Auswertung der Daten soll des Weiteren ermittelt werden, ob die im Boden gemessenen Methangehalte Rückschlüsse auf das Emissionsverhalten und die jährliche Emissionsrate der Standorte ermöglichen.

Literatur

Giani L., Dittrich K., Martsfeld-Hartmann A. & Peters G. (1996): Methanogenesis in saltmarsh soils of the North Sea coast of Germany, *Eur. J. of Soil Sci.*, 47, 175-182

Holland E.A., Robertson G.P., Greenberg J., Groffman P.M., Boone R.D., Gosz J.R. (1999): Soil CO_2 , N_2O and CH_4 Exchange, In: Robertson G.P., Coleman D.C., Bledsoe C.S., Sollins P. (eds.): *Standard Soil Methods For Long-Term Ecological Research*, Oxford University Press., 185- 201.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007): *Fourth Assessment Report*, Cambridge University Press, United Kingdom and New York

Le Mer, J. und Roger, P. (2001): Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review, *Eur. J. Soil Biol.*, 37, 25-50

Valentine, D. (2002): Biogeochemistry and microbial ecology of methane oxidation in anoxic environments: a review, *Antonie van Leeuwenhoek*, 81, 271-282