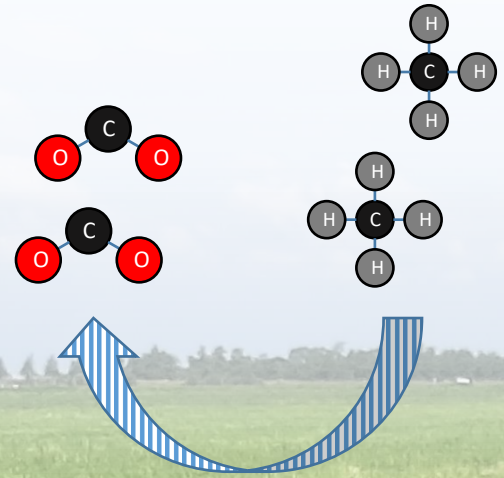


Methaanafbraak in bodems

Een literatuurstudie

Jeroen Pijlman, Esther Wattel



© 2023 Louis Bolk Instituut

Methaanafbraak in bodems - Een literatuurstudie

Jeroen Pijlman, Esther Wattel

Trefwoorden: methaanoxidatie, methanotrofie,
broeikasgassen, klimaat, koolstof, landgebruik

Publicatienummer LbD 2023-028

20 pagina's

Deze publicatie is beschikbaar via
www.louisbolk.nl/publicaties

www.louisbolk.nl

info@louisbolk.nl

T 0343 523 860

Kosterijland 3-5

3981 AJ Bunnik

 @LouisBolk

Louis Bolk Instituut: Onderzoek en advies ter bevordering van
duurzame landbouw, voeding en gezondheid

Inhoud

Samenvatting	5
1 Inleiding en achtergrond	8
2 Welke factoren spelen een rol bij het afbreken van methaan in de bodem: biotisch en abiotisch?	10
2.1 Grondsoorten	10
2.2 Bodemtextuur en vochthuishouding	11
2.3 Klimaat en weer	12
2.4 Type ecosysteem en grondgebruik	12
2.5 Soorten van methanotrofen	14
2.6 Stikstof	14
3 Voorbeelden van studies naar maatregelen om methaanafbraak in de bodem te vergroten	16
3.1 Aanbrengen van organische stof/residuen	16
3.2 Vermijden gebruik stoffen welke methanotrofe micro-organismen negatief beïnvloeden	16
3.3 Management intensiteit en teelt	16
3.4 Bodemfilter voor methaan uit mestopslag	17
Literatuur	19

Samenvatting

Bodems zijn wereldwijd de belangrijkste plaats waar het broeikasgas methaan wordt afgebroken, na de stratosfeer. Methaan blijft ca. 9 jaar in atmosfeer; het vergroten van de afbraak heeft daarom op kortere termijn effect op het klimaat ten opzichte van CO₂. Belangrijke bronnen van methaan zijn landbouw (m.n. veeteelt en rijstvelden), afvalverwerking, olie- en gasindustrie, bosbranden, gesmolten permafrost en moerassen.

Er zijn twee soorten methaanafbrekende micro-organismen in de bodem: Type I en II. Type I methanotrofen breken relatief meer methaan af in drogere minerale gronden en bij lage CH₄ concentraties. Type II methanotrofen oxideren relatief meer methaan bij hoge CH₄ concentraties, zoals in veengronden, rijstvelden en moerassen met een kleine drooglegging waar ook veel methaan gevormd wordt. Methaanvorming kan ook in droge (landbouw)gronden voorkomen, met name in zuurstofloze microsites.

Methanotrofen zijn aeroob; voor methaanafbraak is daarom zuurstof nodig. Transport van zuurstof en methaan door de bodem is de belangrijkste factor m.b.t. methaanafbraak in bodems. Bodem-fysische eigenschappen hebben daarom het grootste effect op de methaanafbraak capaciteit van bodems. De afbraak van methaan gaat vaak sneller in bodems met een grovere textuur, hogere porositeit en lagere vorming anaerobe microsites. Bossen hebben door een strooisellaag een hoge porositeit, en doordat ze rijk zijn aan organische stof en microbiële biomassa hebben ze in het algemeen een hogere methaanafbraaksnelheid dan gras- en akkerland. Vocht speelt ook een belangrijke rol in relatie tot de bodem-fysische eigenschappen. Bodems waarin de intrede en diffusie van zuurstof en methaan minder wordt beperkt door vocht, hebben vaak ook meer methanotrofe activiteit.

Het type ecosysteem en landgebruik heeft grote invloed op de methaanafbraak in de bodem. De methaanafbraak is groter in bosgronden dan in graslanden en het laagste in akkerbouwpercelen. Het verminderen van grasland en het herstel van bossen kan daarom bijdragen aan het vergroten van de methaan *sink* functie van bodems. Na het herstellen van landbouwgrond naar bos is de methaanafbraak echter niet meteen terug op oorspronkelijk niveau. Het herstel van de ecologische niche en diversiteit aan micro-organismen heeft tijd nodig. Ook meerjarige teelten zoals grasland of meerjarig graan kunnen positief zijn voor de methaanafbraak in bodems ten opzichte van éénjarige teelten en braakliggende grond.

Bemesting wordt in het algemeen gezien als negatief voor de methaanafbraak in bodems, en kan daarnaast de methaanproductie laten stijgen. Bemesting, met name ammonium, leidt langere tijd tot remming van de methaanafbraak, ook nog na het moment dat ammonium niet meer meetbaar is. Het aanbrengen van specifieke typen organische stof en

biologische residuen (bijv. compost) kan methaanafbraak in de bodem juist tijdelijk doen stijgen.

Het weer en klimaat zijn ook van invloed op methaanafbraak in bodems. Koude winters remmen microbiële activiteit en remmen daardoor de methaanafbraak. Door het stijgen van de gemiddelde bodemtemperatuur stijgt de wereldwijde methaanafbraak in de bodem, met name in boreale ecosystemen. Bij seizoensregens is de afbraak doorgaans hoger in droge seizoenen dan in het regenseizoen.

Vanuit de gevonden informatie zijn de volgende mogelijk interessante aspecten opgesomd om methaanafbraak in bodems te vergroten. Deze aspecten kunnen van belang zijn in de praktijk en bij mogelijk verder onderzoek. Ze zijn hieronder verdeeld in landgebruik en mogelijke managementmaatregelen.

Landgebruik

- Het landgebruik in het algemeen; de methaanafbraak in bodems is doorgaans in bosgrond groter dan in grasland, en in grasland groter dan in bouwland. Dat kan betekenen dat de toepassing van agroforestry in grasland, het behoud van permanent grasland of de toepassing van andere meerjarige teelten (meerjarig graan, luzerne) is bouwland positief kan werken op de methaanafbraak in bodems;
- Intensiteit van graslandgebruik, waarbij een beperktere intensiteit voor een hogere bodemafbraak van methaan kan zorgen. Wel is er een negatief verband tussen weidegang in methaanafbraak gevonden, terwijl extensiever beheerd grasland vaker wordt geweid;
- In veengronden sturen op een waterstand kort onder het maaiveld. Als het grondwater hoog staat is er vaak veel methaanproductie, maar in een dunne bodemlaag waar zuurstofinringing is, kan alsnog methaanafbraak plaatsvinden waardoor de netto productie beperkt wordt;
- De toepassing van biofilters in de bodem voor afgevangen methaan uit de mestopslag of stal.

Mogelijke managementmaatregelen

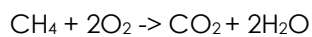
- Het vergroten van de zuurstof- en methaaninringing in de bodem (porositeit, waterinfiltratie, bodemaggregaten, verbeteren doorworteling);
- Het verhogen van het bodem organisch stofgehalte, om zo een grotere omvang en de activiteit van de methanotrofe populatie te stimuleren;
- Voorkomen van te lage pH in grasland. Dit is gelinkt aan de activiteit van Type I methanotrofen;
- Het beperken van het gebruik van bepaalde nitrificatieremmers en pesticiden;

- Het (herhaaldelijk) aanbrengen van organische stof en organische residuen op grasland/bouwland om methaanafbraak (snelheid en/of omvang methanotrofe gemeenschap) te bevorderen;
- Het voorkomen van ammoniakale stikstofdepositie door te sturen op minder ammoniakemissies;
- Mogelijk het vermijden van ammonium als N-bemestingssoort. Van nitraat-N zijn geen negatieve effecten op methaanafbraak gevonden in de literatuur, al is wel beschreven in meer algemene zin dat methaanafbraak door stikstofmeststoffen wordt geremd. Ook is genoemd dat er meer aandacht nodig is voor stikstof en de interactie met methaanfluxen in bodems;
- Maaien vs. beweiden; bij beweiden is gevonden dat ammonium uit urine een nadelig effect heeft op methaanoxideerders. Mogelijk kan dit ook spelen bij drijfmest bemesting, maar hier is geen onderzoek over gevonden;

1 Inleiding en achtergrond

Inleiding

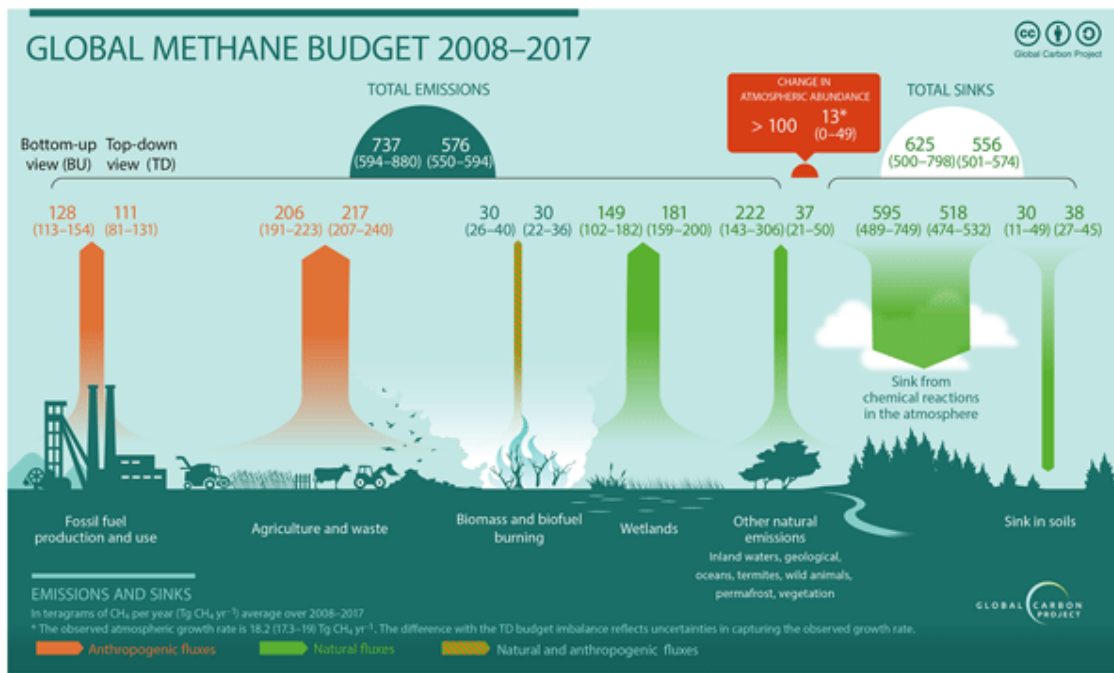
Methaan is een broeikasgas dat in de atmosfeer een ca. 27-30x zo sterk opwarmend effect heeft als CO₂, op een tijdschaal van 100 jaar (IPCC, 2021). Methaan kan in de bodem afgebroken worden door biota. De afbraak van methaan in de bodem wordt ook wel methaanoxidatie, -opname of -consumptie genoemd, en de bodem wordt als *sink* voor methaan benoemd. Bij de afbraak van methaan komt CO₂ vrij, dat minder schadelijk is als broeikasgas dan methaan.



Wereldwijd zijn de belangrijkste bronnen van methaan landbouw en afvalverwerking (ca. 220 Tg), de olie- en gasindustrie (ca. 110 Tg) en natuurlijke processen als bosbranden, smelten van permafrost en moerassen (totaal ca. 250 Tg) (Figuur 1, Saunio et al. 2020). De 220 Tg methaanemissie uit landbouw en afvalwerking is opgebouwd uit ca. 54% pensfermentatie en mest, ca. 14% rijstteelt en ca. 32% afval (Saunio et al. 2020).

Methaan werkt als "een deken om de aarde" die warmte vasthoudt. Metingen laten zien dat huidige methaanconcentraties in de atmosfeer ongeveer 1,5x hoger zijn dan aan het einde van de 19^e eeuw, en dat er jaarlijks wisselingen in de stijgingshoeveelheden zijn. In tegenstelling tot CO₂ dat honderden jaren in de atmosfeer blijft, verdwijnt methaan gemiddeld in 9 jaar uit de atmosfeer. Dat maakt dat het beperken van de uitstoot van methaan, het vergroten van de afbraak of beide op kortere termijn een effect kunnen hebben op het klimaat dan het remmen van CO₂ uitstoot (Saunio et al. 2020).

De belangrijkste *sink* van methaan is de stratosfeer waar methaan onder invloed van radicalen wordt afgebroken. Ca. 93-95% van de totale jaarlijkse methaanafbraak vindt hier plaats (Figuur 1). Zo'n 5-7% van de jaarlijkse methaanafbraak vindt plaats in bodems. Dat is relatief weinig ten opzichte van de afbraak in de stratosfeer, maar tegelijkertijd is de bodemafbraak ongeveer gelijk aan de hoeveelheid methaan die er jaarlijks in de atmosfeer bijkomt. Dat betekent dat een gemiddelde toename van 10% van de methaanafbraak in bodems al zou kunnen zorgen voor een duidelijke vermindering van de stijging van het methaangehalte in de atmosfeer. Zhuang et al. (2013) schatte dat bodems van natuurlijke ecosystemen verantwoordelijk waren voor 84% van de methaanconsumptie, en landbouwgronden voor de overige 16%.



Figuur 1. Het methaan budget volgens 'Global Carbon Project' (3). Rode/oranje pijlen indiceren menselijke (antropocene) bronnen en groene pijlen natuurlijke bronnen en *sinks*.

2 Welke factoren spelen een rol bij het afbreken van methaan in de bodem: biotisch en abiotisch?

Er zijn verschillende factoren en interacties die de afbraak van methaan in de bodem beïnvloeden (Dutaur en Verchot 2007). De factoren die zij noemen zijn klimaat, fysische eigenschappen van de bodem zoals vochtgehalte en porositeit, en biologische variabelen zoals de samenstelling en omvang van het microbioom.

Veranderingen van landgebruik op delen van de wereld hebben gezorgd voor een ca. 30% afname van methaanafbraak capaciteit in de bodem, ten opzichte van onverstoorde ecosystemen. Ook speelt de methaanconcentratie in de atmosfeer een rol. Doordat methaanconcentraties in de atmosfeer zijn gestegen is de methaanafbraak in bodems de laatste 150 jaar wereldwijd significant gestegen van 8 naar 27 Tg per jaar (Ojima et al. 1993).

2.1 Grondsoorten

Methaan wordt zowel a) geproduceerd (methanogenese) als b) afgebroken (methanotrofie) door micro-organismen in de bodem.

Ad a.) Methanogene micro-organismen produceren methaan als de beschikbare hoeveelheid zuurstof beperkt is. Methanogenese is een microbiële proces onder zuurstofloze omstandigheden, wat veel voorkomt in moerassen en rijstvelden. Op wereldschaal zijn wetlands de belangrijkste natuurlijke bron van methaan in de atmosfeer (Reay et al., 2018; Whalen, 2005). Methanogenese kan ook voorkomen in droge gronden (lees: niet-drassige of niet-moerasgronden, Engels: upland soils), wanneer er zuurstofloze microsites in bodemaggregaten ontstaan.

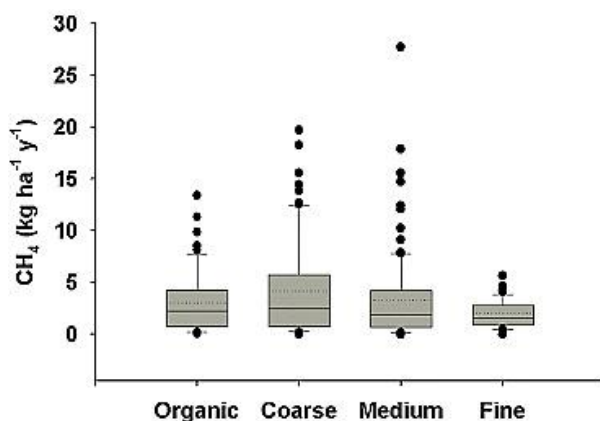
Ad b.) Methanotrofe micro-organismen consumeren methaan onder zuurstofrijke omstandigheden (Lafleur, 2009; Reay et al., 2018). Methanotrofen en methyltrofen zijn aeroob; het biochemische proces heeft een mono-oxygenase enzym nodig en daarom zuurstof. Droge gronden zijn netto vaak een methaan *sink*; de afbraak is groter dan de productie, en dus is er een netto opname van methaan uit de atmosfeer.

Methanotrofie is ook een belangrijk proces in moerassen en organische bodems, in de laag boven het grondwater waar zuurstof in de bodem kan treden (Dutaur en Verchot, 2007). Dit is waarschijnlijk te verklaren uit het feit dat er in deze bodems ook veel methaanproductie is op diepere anaerobe lagen (Dutaur en Verchot, 2007). Eén schatting van de omvang van methanotrofie in bodems op een hoge breedtegraad van de aarde (o.a. tundra en taiga), is dat tot 50% van de geproduceerde methaan ook weer wordt afgebroken (Reeburgh en Whalen, 1992).

Veranderingen in de productie en afbraak van methaan in bodems zijn een belangrijke oorzaak van de jaar-tot-jaar variabiliteit van de methaanconcentratie in de atmosfeer (Reay et al., 2018).

2.2 Bodemtextuur en vochthuishouding

Bodemfysische eigenschappen hebben het grootste effect op methaanafbraak, van de verschillende invloedsfactoren. Lage methaanafbraak snelheden worden geassocieerd met gronden met een fijne textuur, lage porositeit en hoge watervasthoudendheid (Dutaur en Verchot, 2007). Bodemtextuur (zand, silt of klei) verklaart in studies op wereldschaal een groot deel van de variatie van methaanafbraak in bodems (Figuur 2). Dit lijkt te kunnen verklaard uit biogeochemische beperkingen van methaanafbraak in bodems; transport van zuurstof en methaan zijn de belangrijkste factoren die methaanfluxen beïnvloeden, en de bodemstructuur heeft een sterk effect op gasdiffusie in de bodem (Dutaur en Verchot, 2007).



Figuur 2: Boxplot van de spreiding van methaanopname per type bodemtextuur (Dutaur en Verchot, 2007). Stippellijnen geven het gemiddelde weer.

Eén van de oorzaken van een zuurstofgebrek in de bodem is de aanwezigheid van water. Wanneer water vlak onder het maaiveld staat wordt methaan tot vlakbij het bodemoppervlak geproduceerd. Daarbij blijft de zone met zuurstofrijke omstandigheden juist beperkt in omvang, zodat methanotrofe micro-organismen weinig kans hebben voor afbraak van methaan. Er bestaat zo een sterke relatie tussen methaanemissies en grondwaterstand (Abdalla et al., 2016; Lafleur, 2009). Vaak is de relatie met grondwaterstand echter alleen duidelijk detecteerbaar op tijdschalen van seizoenen tot jaren (Lafleur, 2009).

Een relatief dunne aerobe laag met een (jaar of seizoen) gemiddelde dikte in de orde van 10-20 cm lijkt voldoende te zijn om de methaanemissie aanzienlijk te reduceren of te voorkomen (Höper et al. 2008). Couwenberg et al. (2011) vonden op basis van methaanemissies van Europese veengebieden op gematigde breedten (waaronder Nederland, België en Duitsland) een sterke toename van de methaanemissies voor een grondwaterstand hoger dan 20 cm onder het maaiveld.

2.3 Klimaat en weer

In milieus met seizoenregens neemt de methaanafbraak doorgaans gedurende het droge seizoen toe en gedurende het regenseizoen af. Bodemvochtgehalten correleren met methaanconsumptie, omdat vocht in de bodem een fysieke beperking geeft van methaan diffusie, en een beperking van methanotrofe microbiële activiteit. Daarnaast speelt temperatuur een belangrijke rol, omdat die de snelheid beïnvloedt waarmee micro-organismen methaan kunnen produceren of consumeren (Abdalla et al., 2016; Lafleur, 2009; Reay et al., 2018).

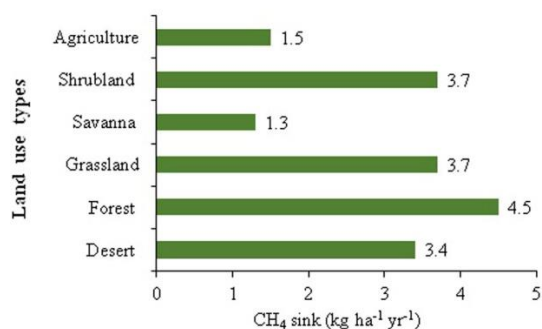
Een ander voorbeeld van seizoensinvloeden is dat in koude winters de microbiële activiteit wordt geremd en daarmee ook de methaanafbraak (Dutaur en Verchot, 2007).

Ook klimaatverandering speelt een rol door het laten stijgen van de gemiddelde bodemtemperatuur; Zhuang et al. (2013) schat dat de wereldwijde methaanafbraak in bodems met 0,05-1,0 Tg per jaar toeneemt in de 21^e eeuw, en dat de totale methaanconsumptie ca. 1,2 tot 3,5 keer zo hoog wordt in 2090 afhankelijk van het klimaatscenario. Die toename is vooral in boreale ecosystemen.

Hartmann et al. (2011) keek naar effecten van zomerdroogte en stikstof inputs (ammoniumnitraat of runderurine) op methaanfluxen uit bodems in Zwitserland. Bodemvocht beïnvloedde de temporele dynamiek van methaanafbraak het sterkst, met een methaanafbraak toename van 50%. Stikstofbemesting had enkel een klein en kort effect op methaanafbraak.

2.4 Type ecosysteem en grondgebruik

Het type ecosysteem en de vorm van grondgebruik hebben een grote invloed op de methaanafbraak in de bodem. Over het algemeen is de methaanafbraak groter in bosgronden dan in graslanden en het laagste in akkerbouwpercelen (Singh en Gupta, 2016).



Figuur 3. Netto methaanafbraak per landgebruikstype op wereldschaal (Singh en Gupta, 2016)

Uit een analyse op wereldschaal kwam het type ecosysteem als belangrijkste factor voor methaanafbraak in bodems naar voren. Bosgronden verschillen van andere ecosystemen door de aanwezigheid van een bosbodem, waarin de bovenlaag een hoog organisch stofgehalte heeft, een hoge microbiële biomassa, een lage bulkdichtheid en een hoge

porositeit. Onder die omstandigheden met veel microbiële activiteit en het makkelijk kunnen intreden van methaan in de bodem, verwacht men ook hogere methaanafbraak snelheden (Dutaur en Verchot, 2007). Volgens Singh en Gupta (2016) is de hogere methaanafbraak in bosgronden waarschijnlijk te danken aan een grotere levensvatbare omvang van de methanotrofe populatie, maar ontbreekt het hier nog steeds aan voldoende wetenschappelijke kennis. Het betekent wel dat ontbossing over het algemeen een negatief effect heeft op methaanafbraak in bodems.

Willison et al. (1995) deed ook onderzoek naar de methaan *sink* sterkte van bos, grasland en bouwland in Engeland (Rothamsted experimental station, Park Grass experiment). Bos had de grootste methaan *sink* sterkte (-45.1 nanoliter (nL) CH₄ L⁻¹ uur⁻¹), gevolgd door grasland (-21.0 nL CH₄ L⁻¹ uur⁻¹) en vervolgens door bouwland (-8.0 nL CH₄ L⁻¹ uur⁻¹).

Landgebruiksveranderingen door de mens zijn waarschijnlijk de belangrijkste factoren voor het beperken van de methaanafbraak in bodems. Zelfs wanneer landgebruik is hersteld naar zijn oorsprong, kan een eerder bewerkte bodem nog steeds een lagere methaanafbraak hebben dan onverstoorde bodem (Singh en Gupta, 2016). De hypothese van Singh en Gupta (2016) is daarom dat de methaanafbraaksnelheid van herstelde bodems is gelinkt aan het herstel van de diversiteit en activiteit van de methanotrofe bacteriële gemeenschap. Daarnaast is het effect van plantensoorten op het herstel van de methanotrofe bacteriële gemeenschap nog grotendeels onbekend, net als de variatie van de methanotrofe gemeenschap in bodems met een goede conditie en verschillende plantensoorten.

Volgens Jasper (2007) is het mogelijk dat sporen-vormende methanotrofe bacteriën, welke inactief in verstoorde bodems aanwezig zijn als gevolg van ongunstige omstandigheden, van hulp kunnen zijn bij het herstellen van de methanotrofe bacteriële diversiteit zodra de ecologische condities weer voldoende gunstig zijn. Herstel van het ecologisch niche van methanotrofen in herbebossing en herstelde gronden is mogelijk gunstig voor het herstel van de methanotrofe bacteriële diversiteit (Singh and Singh, 2013).

De informatie over diversiteit van methaan afbrekende bacteriën bij verschillende landgebruiken is nog in een beginfase van ontdekking. Ook is er onvoldoende kennis over de levensvatbaarheid van verschillende methanotrofe gemeenschappen (Type I of II) in specifieke herstelsituaties (Zhuang et al 2013).

Powlsen et al. (1997) deden onderzoek naar methaanafbraak in de bodem in continuïteit van tarwe, permanent grasland en 'verwilderde' grond in Rothamsted, bij omgevingsconcentraties van methaan (2 ppmv) en een verhoogde atmosferische methaanconcentratie (10 ppmv). Bladverliezend bosland met pH 7 had de grootste methaanafbraak, terwijl er in zuur bosland (pH 4) netto geen methaanafbraak was. Powlsen et al. (1997) vonden dat, naast de significante effecten van management op methaanafbraak, verschillen tussen landgebruikstypen op de methaanafbraak snelheden het grootst zijn. Het akkerbouwmatig telen van gewassen gaf een 85% lagere methaanafbraak in de bodem in vergelijking tot bosland. Uit berekeningen werd geschat dat de potentiële methaan *sink* sterkte in het VK met 62% is afgenomen door

landgebruiksverandering. Tegelijk is een toegenomen methaan-mix-ratio in de atmosfeer verantwoordelijk voor 54% van de huidige totale methaanafbraak in bodems (Powlson et al. 1997).

2.5 Soorten van methanotrofen

Methanotrofen zijn de enige bekende groep micro-organismen die methaan afbreken (consumeren). Er zijn drie belangrijke groepen methanotrofen, namelijk methaanconsumerende bacteriën, ammoniumoxideerders (een groep van nitrificerende bacteriën) en sulfaatreducerende bacteriën. Ammoniumoxideerders en sulfaatreducerende bacteriën reduceren ammonium en sulfaat met behulp van methaan als energiebron. Sommige bacteriën als de *Verrucomicrobia* kunnen methaan afbreken, maar ook vormen. Ook is er een groep archaea welke methaan afbreken tijdens denitrificatie (Singh and Gupta, 2016). Het is niet altijd even duidelijk of landgebruiksverandering leidt tot een afname van diversiteit van methanotrofen. In een aantal studies is dit waargenomen en in andere niet, maar de exacte redenen hiervoor zijn onvoldoende bekend (diverse bronnen geciteerd in Singh en Gupta, 2016).

Metanotrofen met een 'hoge affiniteit' zijn dominant in onverstoorde gronden (Type I). Type I bacteriën lijken het beter te doen in omgevingen met relatief lage hoeveelheden methaan, en bij de combinatie van een relatief hoog stikstof- en kopergehalte (Singh and Gupta, 2016). Type I bacteriën werken als 'biofilters' door methaan af te breken welke geproduceerd is in zuurstofloze omstandigheden of, als er zuurstof in de bodem aanwezig is, breken ze atmosferisch methaan af (Hanson en Hanson, 1996). In bodems met hoge methaangehalten, zoals zoetwatermoerassen en rijstvelden, is de methaanemissie gereguleerd door 'lage-capaciteit oxidatie' methanotrofen (Type II) (Singh and Gupta, 2016). Type II bacteriën lijken een voordeel te hebben bij een omgeving met relatief grote hoeveelheden methaan.

2.6 Stikstof

Van extra stikstof op de bodem is veelal een negatief effect gevonden op de methaanafbraak. Volgens Zhuang et al. (2013) heeft stikstofdepositie matige effecten op methaanafbraak in de bodem. Wereldwijd schatten zij dat de in de periode 1998-2004 de methaanafbraak in de bodem door stikstofdepositie met 26 Tg is geremd, wat neer zou komen op zo'n 10% van de jaarlijkse methaanafbraak van bodems wereldwijd.

Volgens Nesbit and Breitenbeck (1992) en Mosier et al. (1991) kan het éénmalig aanbrenge van ammonium de methaanafbraak van bodems gedurende dagen tot maanden remmen, zelfs tot na het moment waarop de ammonium nog detecteerbaar is.

Willison et al. (1995) vonden ook dat lange termijn gebruik van ammoniummeststof (138 jaar) een significante afname gaf van methaan *sink* sterkte door een methaanafbraak remming, maar het gebruik van nitraat-N gedurende dezelfde periode gaf geen effect ten opzichte van onbemeste grond. Mogelijke verklaring was dat ammoniumbemesting leidde tot

gunstigere omstandigheden voor nitrificerende bacteriën, waardoor methaanoxideerders werden onderdrukt in hetzelfde ecologische niche. Nitrificerende bacteriën hebben een lagere methaanafbraaksnelheid dan methaanoxideerders. In het experiment werd ook een 80% hogere methaanafbraak snelheid gevonden in een maaiplot dan in een plot waar werd begraasd. Ook hier speelde mogelijk ammonium afkomstig van urine een rol.

Powlsen et al. (1997) vond ook dat lange termijn ammoniumbemesting, en niet nitraatbemesting, een volledige remming gaf van de methaanopname in de bodem. Maar vaste mest aangebracht gedurende dezelfde periode, welke meer stikstof bevatte dan de ammoniumbemesting, had geen negatief effect op de methaanafbraak.

Bodelier (2011) schreef een review over interacties tussen stikstofmeststoffen en methaanfluxen in natte en droge gronden. Zijn conclusies waren dat 1) methaanemissies wereldwijd zullen toenemen door toenemende bemesting, 2) methaanproductie in het algemeen wordt gestimuleerd door stikstofmeststoffen, 3) methaanafbraak in het algemeen wordt geremd door stikstofmeststoffen, 4) dat microbiële diversiteit en eigenschappen mechanistisch zijn gerelateerd aan bemestingseffecten en 5) dat de interactie tussen stikstof en bodem methaanfluxen meer aandacht behoeft in onderzoek.

3 Voorbeelden van studies naar maatregelen om methaanafbraak in de bodem te vergroten

Dit hoofdstuk beschrijft een aantal mogelijke maatregelen welke zijn gevonden in literatuur.

3.1 Aanbrengen van organische stof/residuen

Het aanbrengen van organische stof en gewasresiduen is voorgesteld om microbiële diversiteit en het aantal methanotrofen te herstellen in rijstvelden (Singh et al., 2011; Singh and Pandey, 2013; Carlson et al., 2015). Het introduceren van stikstofbindende organismen zoals cyanobacteriën, vrijlevende diazotrofen (bacteriën en archaea die atmosferisch stikstofgas in een vorm zoals ammoniak fixeren) en *Azolla* zou de diversiteit van methanotrofen kunnen vergroten alsook de methaanafbraak, terwijl er minder stikstofmeststof hoeft te worden aangevoerd in rijstvelden.

Ho et al. (2015) deden onderzoek naar bodem methaan flux, de methanotrofe gemeenschappen en het methanotrofische potentieel na het aanbrengen van biologische residuen gedurende 2 maanden, in aardappelpercelen in Vredepeel en Lelystad. In tegenstelling tot de verwachtingen was er na het aanbrengen van specifieke residuen (rioolslib, waterplanten of compost) een significante maar tijdelijke toename van methaanafbraak. Het leek erop dat dit het resultaat was van een toename van cel-specifieke activiteit, in plaats van de groei van de methanotrofe populatie. Uit deze studie werd geconcludeerd dat zelfs als landbouw negatieve effecten heeft op methaanafbraak, het toepassen van specifieke maatregelen zoals het herhaaldelijk aanbrengen van residuen kan compenseren voor het verlies van de methaan *sink* functie na landverandering.

3.2 Vermijden gebruik stoffen welke methanotrofe micro-organismen negatief beïnvloeden

Hanson en Hanson (1996) gaven aan dat in studies is gevonden dat het gebruik van bepaalde nitrificatieremmers en pesticiden negatief kan zijn op methaanafbraak in de bodem, omdat deze stoffen ammonia-oxiderende bacteriën of andere methanotrofe micro-organismen negatief beïnvloeden.

3.3 Management intensiteit en teelt

Taumer et al. (2020) vergeleken het effect van management intensiteit in 150 graslanden en 149 bossen in Duitsland op potentiële atmosferische methaanafbraak (PMOR) en de hoeveelheid en diversiteit van methaan oxiderende bacteriën. Management verschillen tussen bossen waren gekwantificeerd aan de hand van de eventuele aanwezigheid van niet-inheemse boomsoorten, het aandeel geoogste biomassa en het aandeel van afgestorven boommateriaal met tekenen van zaagschade. Management verschillen van graslanden waren gekwantificeerd aan de hand van de intensiteit van begrazing, maaien en bemesting,

en uitgedrukt in landgebruiksintensiteit index (LUI). De methaanafbraak in bosgrond was ongeveer twee keer zo groot als in grasland. Bosmanagement had geen invloed op de PMOR. Intensief graslandgebruik had een negatief effect op de PMOR (-40%) in bijna alle regio's, en bemesting was de dominante factor van gebruiksintensiteit welke voor 20% PMOR reductie zorgde. Cluster-a (vnml. type I methanotrofen) was de dominante bacteriegroep in bosbodems, terwijl cluster-γ (vnml. type II methanotrofen) in alle graslanden aanwezig was maar in bijna de helft van de bosbodems niet. Voor bosbodems was er een sterke link tussen het voorkomen van cluster-a en de PMOR, terwijl in graslanden die link het sterkst was voor cluster-γ. Bodemdichtheid had een negatief effect op PMOR. Verder had in graslanden pH een indirect positief effect en het aandeel zand een positief effect op PMOR. Geconcludeerd werd dat het verminderen van graslandgebruik intensiteit en het herstellen van bossen kunnen bijdragen aan het vergroten van de methaan *sink* functie van bodems, en dat verschillende parameters van invloed zijn op de methaan *sink* functie.

Kim et al. (2021) onderzochten hoe éénjarige versus meerjarige granen methaanfluxen beïnvloeden, op twee locaties in Canada. De éne locatie bleek een 58% grotere *sink* dan de andere locatie. Op de locatie met de laagste methaanafbraak, hadden bodems met meerjarige granen en meerjarige voedergewassen (mengsel van luzerne en broomgras) een sterkere methaanafbraak dan bodems met zomergranen en braakliggende grond. Bodems met meerjarig graan waren een 67% sterkere *sink* dan bodems met zomergraan (444 vs. 265 g CH₄-C / ha gedurende twee groeiseizoenen). Op een locatie met een hoge methaanafbraaksnelheid waren er geen effecten van de teelt. De reden daarvan was dat voor de start van de proef er langdurig meerjarige voedergewassen waren geteeld op die locatie, terwijl de locatie met een lagere methaanafbraaksnelheid een verleden had met terugkerende éénjarige teelten. De studie duurde daarnaast twee jaar, wat mogelijk te beperkt was om lange termijn effecten van meerjarig graan na éénjarige teelten te zien. Daarnaast bleek uit de studie dat meerjarig graan een grotere methaanafbraak respons had bij een stijgende temperatuur. Meerjarig graan had diepere en dichtere wortels, en lagere porievochtgehalten (Engels: *water filled pore space*), wat waarschijnlijk gasuitwisseling door het bodemprofiel vergrootte. De grootste methaanfluxsensitiviteit aan temperatuur en porievochtgehalten kwam naar voren uit metingen gedaan op 40 cm diepte, wat suggereerde dat de methaanconsumptiepiek in deze laag was. Uit deze studie kan afgeleid dat meerjarig graan de lucht-vocht balans in de bodem kan verschuiven, met als resultaat een grotere methaanafbraak in de bodem.

3.4 Bodemfilter voor methaan uit mestopslag

Uit opgeslagen mest komen gassen die voor ca. 60% uit methaan kunnen bestaan. Om methaanemissie uit opgeslagen mest te verminderen, kan methaan afgebroken worden in bodem. LTO Noord doet vanaf 2019 onderzoek naar het toepassen van een bodemfilter t.b.v. methaanafbraak. Op een aantal melkveebedrijven is een ondergronds bodempakket geplaatst waarbij het methaangas dat ontstaat in de mestopslag door geperforeerde buizen

in de bodem wordt geleid. Hypothese is dat in de bodem methanotrofen het methaan afbreken tot water en CO₂. Op andere melkveebedrijven zal het methaan door een bovengronds filter worden geleid waar, net zoals bij het ondergrondse filter, de bedoeling is dat bacteriën het methaan zullen afbreken.

Literatuur

- Abdalla, M., Hastings, A., Truu, J., Espenberg, M., Mander, Ü. & Smith, P. (2016). Emissions of methane from northern peatlands: a review of management impacts and implications for future management options. *Ecology and Evolution*, 6, 7080–7102.
- Bodelier, P.L. (2011). Interactions between nitrogenous fertilizers and methane cycling in wetland and upland soils. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3, 379–388.
- Carlson, J., Saxena, J., Basta, N., Hundal, L., Busalacchi, D., and Dick, R. P. (2015). Application of organic amendments to restore degraded soil: effects on soil microbial properties. *Environ. Monit. Assess.* 187, 109. doi: 10.1007/s10661-0154293-0
- Couwenberg, J., Thiele, A., Tanneberger, F., Augustin, J., Bärtsch, S., Dubovik, D., Liashchynskaya, N., Michaelis, D., Minke, M., Skuratovich, A. & Joosten, H. (2011). Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia*, 674, 67–89.
- Dutaur, L. & Verchot, L.V. (2007). A global inventory of the soil CH₄ sink. *Global Biogeochemical Cycles*, 21.
- Hanson, R.S. & Hanson, T.E. (1996). Methanotrophic bacteria. *Microbiological Reviews*, 60, 439–471.
- Hartmann, A.A., Buchmann, N. & Niklaus, P.A. (2011). A study of soil methane sink regulation in two grasslands exposed to drought and N fertilization. *Plant and Soil*, 342, 265–275.
- Ho, A., Reim, A., Kim, S.Y., Meima-Franke, M., Termorshuizen, A., de Boer, W., van der Putten, W.H. & Bodelier, P.L.E. (2015). Unexpected stimulation of soil methane uptake as emergent property of agricultural soils following bio-based residue application. *Global Change Biology*, 21, 3864–3879.
- Höper, H., Augustin, J., Cagampan, J.P., Drösler, M., Lundin, L., Moors, E.J., Vasander, H., Waddington, J.M. & Wilson, D. (2008). Restoration of peatlands and greenhouse gas balances. In *Peatlands and Climate Change*, pp. 182–210. Jyväskylä: International Peat Society.
- IPCC (2021). IPCC Sixth Assessment Report Global Warming Potentials. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>
- Jasper, D. A. (2007). Beneficial soil microorganisms of the Jarrah forest and their recovery in bauxite mine restoration in south-western Australia. *Restor. Ecol.* 15, 74–84. doi: 10.1111/j.1526-100X.2007.00295.x
- Kim, K., Daly, E.J. & Hernandez-Ramirez, G. (2021). Perennial grain cropping enhances the soil methane sink in temperate agroecosystems. *Geoderma*, 388, 114931.
- Lafleur, P.M. (2009). Connecting Atmosphere and Wetland: Trace Gas Exchange. *Geography Compass*, 3, 560–585.
- Mosier, A., Schimel, D., Valentine, D., Bronson, K. & Parton, W. (1991). Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. *Nature*, 350, 330–332.
- Nesbit, S.P. & Breitenbeck, G.A. (1992). A laboratory study of factors influencing methane uptake by soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 41, 39–54.
- Ojima, D.S., Valentine, D.W., Mosier, A.R., Parton, W.J. & Schimel, D.S. (1993). Effect of land use change on methane oxidation in temperate forest and grassland soils. *Chemosphere*, 26, 675–685.
- Powlson, D.S., Goulding, K.W.T., Willison, T.W., Webster, C.P. & Hütsch, B.W. (1997). The effect of agriculture on methane oxidation in soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49, 59–70.
- Reay, D.S., Smith, P., Christensen, T.R., James, R.H. & Clark, H. (2018). Methane and Global Environmental Change. *Annual Review of Environment and Resources*, 43, 165–192.
- Reeburgh, W.S. & Whalen, S.C. (1992). High-Latitude Ecosystems as CH₄ Sources. *Ecological Bulletins*, 62–70.

- Saunio, M., Stavert, A.R., Poulter, B., Bousquet, P., Canadell, J.G., Jackson, R.B., Raymond, P.A., Dlugokencky, E.J., Houweling, S., Patra, P.K., Ciais, P., Arora, V.K., Bastviken, D., Bergamaschi, P., Blake, D.R., Brailsford, G., Bruhwiler, L., Carlson, K.M., Carrol, M., Castaldi, S., Chandra, N., Crevoisier, C., Crill, P.M., Covey, K., Curry, C.L., Etiope, G., Frankenberg, C., Gedney, N., Hegglin, M.I., Höglund-Isaksson, L., Hugelius, G., Ishizawa, M., Ito, A., Janssens-Maenhout, G., Jensen, K.M., Joos, F., Kleinen, T., Krummel, P.B., Langenfelds, R.L., Laruelle, G.G., Liu, L., Machida, T., Maksyutov, S., McDonald, K.C., McNorton, J., Miller, P.A., Melton, J.R., Morino, I., Müller, J., Murguía-Flores, F., Naik, V., Niwa, Y., Noce, S., O'Doherty, S., Parker, R.J., Peng, C., Peng, S., Peters, G.P., Prigent, C., Prinn, R., Ramonet, M., Regnier, P., Riley, W.J., Rosentreter, J.A., Segers, A., Simpson, I.J., Shi, H., Smith, S.J., Steele, L.P., Thornton, B.F., Tian, H., Tohjima, Y., Tubiello, F.N., Tsuruta, A., Viovy, N., Voulgarakis, A., Weber, T.S., van Weele, M., van der Werf, G.R., Weiss, R.F., Worthy, D., Wunch, D., Yin, Y., Yoshida, Y., Zhang, W., Zhang, Z., Zhao, Y., Zheng, B., Zhu, Q., Zhu, Q. & Zhuang, Q. (2020). The Global Methane Budget 2000–2017. *Earth System Science Data*, 12, 1561–1623.
- Singh, J. S. (2011). Methanotrophs: the potential biological sink to mitigate the global methane load. *Curr. Sci.* 100, 29–30.
- Singh, J.S. & Gupta, V.K. (2016). Degraded Land Restoration in Reinstating CH₄ Sink. *Frontiers in Microbiology*, 7.
- Singh, J. S., & Pandey, V. C. (2013). Fly ash application in nutrient poor agriculture soils: impact on methanotrophs population dynamics and paddy yields. *Ecotoxicol. Environ. Safe* 89, 43–51. doi: 10.1016/j.ecoenv.2012.11.011
- Täumer, J., Kolb, S., Boeddinghaus, R.S., Wang, H., Schöning, I., Schrumpf, M., Ulrich, T. & Marhan, S. (2021). Divergent drivers of the microbial methane sink in temperate forest and grassland soils. *Global Change Biology*, 27, 929–940.
- Whalen, S. c. (2005). Biogeochemistry of Methane Exchange between Natural Wetlands and the Atmosphere. *Environmental Engineering Science*, 22, 73–94.
- Willison, T.W., Webster, C.P., Goulding, K.W.T. & Powlson, D.S. (1995). Methane oxidation in temperate soils: Effects of land use and the chemical form of nitrogen fertilizer. *Chemosphere*, 30, 539–546.
- Zhuang, Q., Chen, M., Xu, K., Tang, J., Saikawa, E., Lu, Y., Melillo, J.M., Prinn, R.G. & McGuire, A.D. (2013). Response of global soil consumption of atmospheric methane to changes in atmospheric climate and nitrogen deposition. *Global Biogeochemical Cycles*, 27, 650–663.