

# Metana: Emisi Gas Rumah Kaca dari Ekosistem Karbon Biru, Mangrove

Yaya Ihya Ulumuddin

Pusat Penelitian Oseanografi, Lembaga Ilmu Pengetahuan Indonesia. Jalan Pasir Putih 1 Ancol Timur, Jakarta Utara, DKI Jakarta, 14430; e-mail: [yaya016@lipi.go.id](mailto:yaya016@lipi.go.id); [yaya\\_lipi@yahoo.com](mailto:yaya_lipi@yahoo.com)

## ABSTRAK

Kontribusi mangrove terhadap emisi metana global merupakan topik yang sedang diperdebatkan. Ini adalah kajian pustaka dari 154 makalah--yang diakses dari arsip daring, *Web of Science*-- yang mendiskusikan tentang metana di ekosistem mangrove yang dikaji dari berbagai aspek. Namun demikian, hanya 35 makalah yang secara langsung melaporkan tentang volume emisi metana dari ekosistem mangrove. Selebihnya mengkaji tentang metana yang terlarut di dalam air poros (*pore-water*), mikrobioma dan organisme pembentuk metana, pemindahan gas metana melalui pasang surut, dan geokimia. Kajian emisis gas metana dari sedimen mangrove menunjukkan bahwa secara umum emisinya rendah. Namun, penilaian mendalam terhadap aspek-aspek kajian lainnya serta dikombinasikan dengan informasi dari kajian-kajian di ekosistem lahan basah air tawar menunjukkan bahwa ekosistem mangrove mungkin menghasilkan emisi gas metana yang tinggi. Kondisi tertentu yang dapat menyebabkan tingginya emisi ini yaitu ketika ada polusi nutrisi di ekosistem mangrove. Hal ini menghasilkan kondisi lingkungan yang cocok bagi metanogen, yaitu kombinasi antara materi organik yang melimpah dan kondisi anerobik. Kemungkinan yang lain adalah ada jalur-jalur lain dalam pelepasan gas metana ke atmosfer. Hal ini disimpulkan dari aksioma bahwa emisi gas metana sedimen mangrove secara alami rendah tapi potensi produksi gas metana tinggi. Mengacu pada aksioma-aksioma ini, maka beberapa pertanyaan penelitian diajukan di sini untuk dijawab pada penelitian-penelitian di masa yang akan datang. Pertanyaan-pertanyaan penelitian ini diajukan untuk mendorong penelitian terkait gas metana di hutan mangrove Indonesia.

**Kata kunci:** Metana, Metanogenesis, Mangrove, Emisi, Produksi

## ABSTRACT

Mangrove contribution to the global methane emission is a topic being debated. Here is a review of 154 papers -- accessed from an online database, *Web of Science* -- discussed about mangrove methane from multiple aspects of researches. Nevertheless, only 35 papers straightforwardly reported the magnitude of methane emissions from mangrove ecosystems. The rests studied about dissolved methane in pore-water, microbiome and methanogenic microorganism, tidally methane transport, and geochemistry. The studies on methane emission from mangrove sediment noted that the emissions are generally low. However, deep assessment on the rest aspect study and combined with the related paper from freshwater wetlands revealed that mangrove ecosystem may have a significant emission of methane. Particular condition that can make this occurs is when nutrient pollution occurring in mangrove ecosystems. This may provide a perfect condition for methanogens that is a combination between organic matter abundance and anaerobic condition. The other possibilities are if there may be other pathways for methane egress to the atmosphere. This is inferred from an axiom that methane emission from mangrove sediment is naturally low but methane production is potentially high. Based on these axioms several research questions are proposed to be addressed for future research. These research questions are proposed to stimulate researches on the methane in Indonesian mangrove forests.

**Keywords:** Methane, Methanogenesis, Mangrove, Emission, Production

**Citation:** Ulumuddin, Y. I. (2015). Metana: Emisi Gas Rumah Kaca dari Ekosistem Karbon Biru, Mangrove. *Jurnal Ilmu Lingkungan*, 17(2), 359-372, doi:10.14710/jil.17.2.359-372

## 1. Pendahuluan

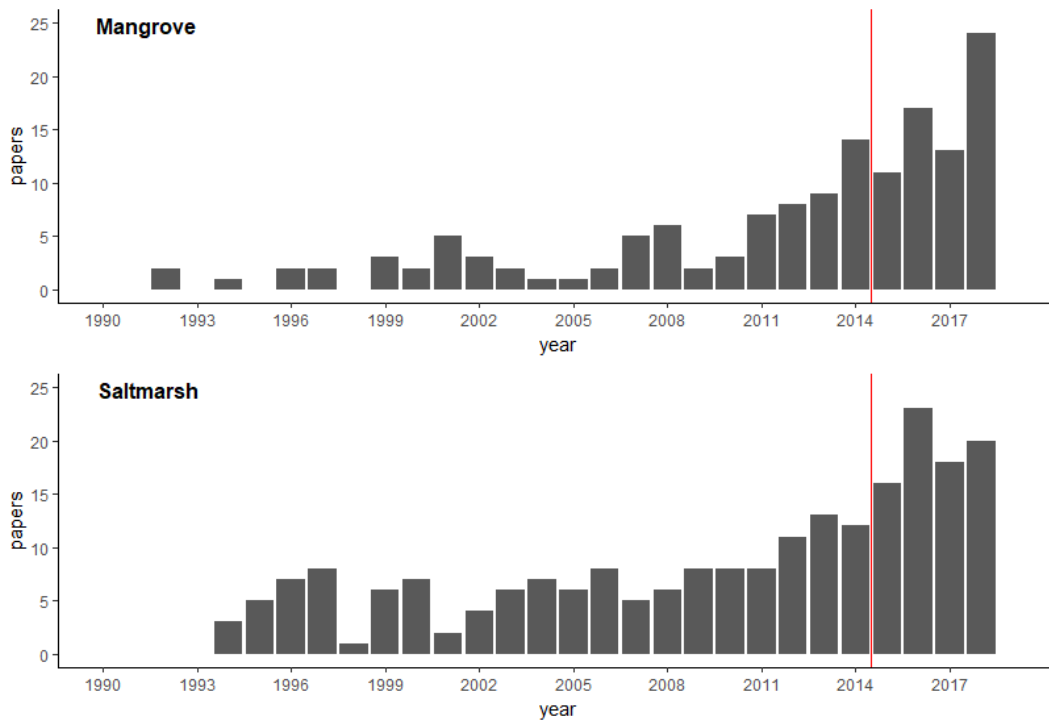
Peningkatan gas metana di atmosfer pertama kali diketahui pada tahun 1980an (Whalen, 2005). Sekarang, peningkatannya sudah mencapai sekitar 5-10 ppb per tahun (Reay dkk, 2018). Mengetahui penyebab peningkatan ini adalah hal yang cukup kompleks karena sumber dan penyerapan gas

metana global sangat beragam, di antaranya adalah lahan basah, laut, rayap, pertanian sawah, peternakan, penimbunan sampah, pembakaran biomassa, penggunaan bahan bakar fosil serta pertambangan minyak gas dan batubara (Milich, 1999). Bila mengacu pada proses yang terlibat dalam produksi gas metana, sumber gas metana dapat

dikelompokkan menjadi metana biogenik, termogenik dan pirogenik (Kirschke dkk, 2013). Metana biogenik adalah yang diproduksi dari proses biologis (misalnya yang dihasilkan oleh lahan basah atau pertanian dan peternakan), sementara metana termogenik dan pirogenik adalah yang diproduksi melalui proses fisika-kimia. Selama ini, kebocoran emisi gas metana dari kegiatan tambang bahan bakar fosil merupakan sumber gas metana termogenik yang mendominasi emisi gas metana global (Kirschke dkk, 2013). Namun, baru-baru ini Schaefer dkk (2016) melaporkan bahwa penyebab peningkatan gas metana di atmosfer telah berganti sumber dari termogenik menjadi biogenik. Mereka mengidentifikasi bahwa kemungkinan besar sumber gas metana tersebut berasal dari pertanian dan peternakan daripada dari lahan basah. Akan tetapi, lahan basah mungkin juga turut berkontribusi dalam peningkatan gas metana biogenik di masa yang akan datang, karena pemanasan bumi terus berlanjut yang dapat menyebabkan peningkatan emisi gas metana dari lahan basah (Milich, 1999; Chambers dkk, 2014; Martins dkk, 2016; Dean dkk, 2018).

Menurut kajian-kajian gas metana di lahan basah, kontribusi sektor ini adalah sekitar 23% dari emisi gas metana global (Reeburgh, 2003). Dalam sebuah kajian pustaka (*paper review*) yang paling terdahulu tentang gas metana di lahan basah, urutan pengemisi metana dari yang paling kecil ke besar

adalah *bogs, fens, swamps* dan *marshes* (Aselmann dan Crutzen, 1989). Rentang emisinya berkisar antara 0,6 dan 11 mg m<sup>-2</sup> jam<sup>-1</sup> dan secara umum lebih rendah dari yang diemisikan oleh persawahan (13 mg m<sup>-2</sup> jam<sup>-1</sup>) (Aselmann dan Crutzen, 1989). Setelah terbit makalah yang ditulis Aselmann dan Crutzen (1989) ini, kajian-kajian tentang gas metana di lahan basah menjamur dan telah menghasilkan berbagai macam aspek kajian, sebagai contoh fisika, mikrobiologi dan biogeokimia produksi gas metana di lahan basah. Namun, dalam kajian pustaka yang tadi disebutkan, sedikit sekali menyinggung lahan basah pesisir. Bahkan, makalah tersebut sengaja tidak mengangkat informasi gas metana dari lahan basah pesisir karena rendahnya emisi gas metana dari ekosistem ini, yang didasarkan pada penelitian sebelumnya di rawa asin oleh Bartlett dkk (1987). Selain itu, pencarian makalah-makalah yang terkait metana di lahan basah pesisir di arsip daring *Web of Science* (diakses pada 15 Desember 2018) dengan menggunakan kombinasi kata kunci 'mangrove' dan 'methane' dan 'saltmarshes' and 'methane' menampilkan kurang dari 200 dan 300 makalah (Gambar 1). Meskipun demikian, jumlah kajian mengenai gas metana di lahan basah pesisir meningkat pesat selama empat tahun terakhir ini (Gambar. 1). Hal ini bersamaan dengan meningkatnya perhatian terhadap lahan basah pesisir dalam mitigasi perubahan iklim.



**Gambar 1** Jumlah makalah ilmiah tentang CH<sub>4</sub> di *Web of Science*, yang diakses tanggal 15 Desember 2018. Garis merah adalah tahun 2015, yaitu ketika kajian tentang metana mulai meningkat tajam.

Dalam makalah-makalah terdahulu, kajian gas metana lebih banyak pada fluks gas metana dari permukaan tanah atau sedimen. Sebagai contoh, hingga tahun 2015, ada 18 makalah yang telah dipublikasikan dan kemudian ada tambahan 17 makalah lagi. Akan tetapi, kajian terkait metana di dalam air poros (*pore-water*) hanya dilaporkan dalam sembilan makalah dan banyak yang tidak dapat mendeteksi kandungan metana di dalam sampel air porusnya. Identifikasi mikrobioma tanah, termasuk di dalamnya kehadiran/ketidakhadiran komunitas metanogen, merupakan sub-topik yang menjadi perhatian dalam kajian metana di lahan basah pesisir (19 makalah). Subtopik yang dapat teridentifikasi lainnya dan menjadi perhatian adalah traspor gas metana melalui pompa pasang surut (lima makalah sejak 2015). Beberapa makalah mendiskusikan topik-topik seperti: reduksi sulfat, dekomposisi dan geokimia, akan tetapi sejauh yang telah diketahui, sedikit sekali makalah yang secara khusus mengkaji biogeokimia metana di ekosistem mangrove. Karena kelangkaan makalah yang spesifik ini, banyak penulis yang berusaha mengekstrapolasi pengetahuan biogeokimia di lahan basah air tawar/pertanian sawah ke dalam konteks lahan basah pesisir (mangrove dan rawa garam).

Oleh karena itu, makalah kami ini akan mengulas kajian-kajian terkini mengenai gas metana di ekosistem mangrove. Kajian pustaka ini didasarkan pada 154 makalah yang teridentifikasi di arsip daring *Web of Science* yang secara khusus mengkaji gas metana di ekosistem mangrove dan dilengkapi beberapa makalah yang terkait dari kajian di lahan basah air tawar. Ulasan ini mencakup fluks dan produksi gas metana serta aspek-aspek biogeokimianya. Makalah ini juga sengaja disajikan di dalam Bahasa Indonesia untuk mendorong kajian-kajian terkait gas metana dari mangrove di Indonesia, yang memiliki mangrove terluas di dunia.

## 2. Cakupan Geografi

Kajian fluks gas metana dari permukaan sedimen umumnya dilakukan di wilayah Indo Pasifik Barat (Gambar 2). Sebanyak 27 makalah telah dilaporkan dari wilayah ini yang meliputi Australia (lima), Cina (10), India (tujuh), Indonesia (satu), Filipina (satu), Tanzania (satu) dan Thailand (satu). Sisanya dari wilayah Atlantik-Pasifik Timur (Sembilan), yang meliputi Brazil (satu), Amerika Serikat (empat), Kolumbia (satu), Meksiko (dua) dan Puerto Rico (satu). Data fluks gas metana yang ada di 35 makalah ini umumnya diperoleh dengan metoda sungkup (*static chamber method*).

## 3. Fluks Gas Metana dari Ekosistem Mangrove

### 3.1. Antara Udara dan Sedimen

Emisi gas metana dari kajian-kajian sebelumnya berkisar antara yang mendekati nol (Giani dkk, 1996; Alongi dkk, 2004) hingga mencapai maximum sebesar  $82.69 \text{ mg m}^{-2} \text{ jam}^{-1}$  (Chen dkk, 2010) (Lihat Gambar 2, bawah). Dalam rentang nilai ini, emisi gas metana yang telah dilaporkan umumnya bernilai sangat kecil atau bahkan tidak terdeteksi. Hanya Biswas dkk (2007) dan Chen dkk (2010) yang melaporkan fluks gas metana relatif tinggi ( $35.02$  dan  $82.69 \text{ mg m}^{-2} \text{ jam}^{-1}$ ). Chen dkk (2010) mengidentifikasi adanya polusi nutrien yang tinggi di lokasi penelitiannya, sedangkan Biswas dkk (2007) melaporkan nilai emisi tersebut berdasarkan metoda yang berbeda, yaitu mengukur *eddy covariance* pada ketinggian 10 meter di atas permukaan sedimen mangrove. Sehingga, emisi yang terukur mungkin bukan hanya dari sedimen tapi juga dari permukaan perairan di sekitar mangrove.

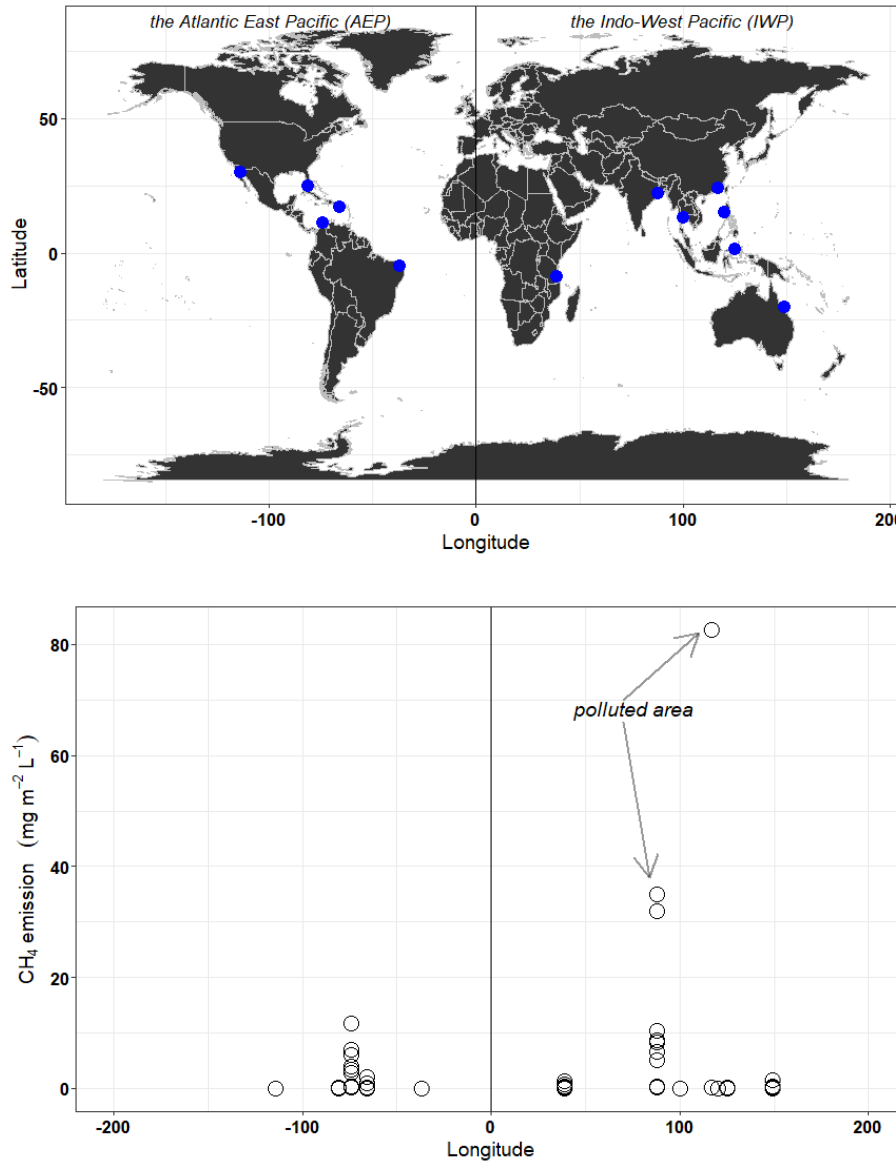
### 3.2. Antara Udara dan Air

Perairan yang didominasi mangrove mungkin berkontribusi tinggi terhadap emisi gas metana karena polusi nutrien atau pengayaan gas metana dari hutan mangrove. Penambahan materi organik atau nutrisi di perairan sekitar mangrove dapat menjadi prekursor gas metana, juga menyebabkan kondisi anaerobik yang penting bagi pembentukan gas metana. Hal ini karena konsumsi gas oksigen selama dekomposisi materi organik terjadi. Sementara itu, pompa pasang surut dapat membantu pemindahan air poros yang jenuh akan  $\text{CH}_4$  ke perairan di sekitar mangrove.

Kontribusi perairan yang didominasi mangrove terhadap fluks metana telah dilaporkan dari beberapa kajian di Sungai Adyar, India yang terpolusi (Ramesh dkk 1997; Purvaja dan Ramesh 2001; Rajkumar dkk 2008). Emisi gas metana yang dilaporkan dalam penelitian ini dapat mencapai  $33.29 \text{ mg m}^{-2} \text{ jam}^{-1}$ , meskipun emisinya sangat bervariasi baik secara meruang maupun sewaktu. Kajian terbaru ada yang melaporkan bahwa  $\text{CH}_4$  terlarut dalam air poros dari sedimen mangrove dapat meningkatkan konsentrasi metana dalam perairan di sekitar mangrove. Bouillon dkk (2007) mengindikasikan adanya peningkatan perlahan pada konsentrasi gas metana di perairan saluran air di hutan mangrove selama air laut menuju surut. Call dkk (2015) menemukan bukti korelasi yang positif antara  $^{222}\text{Rn}$  dan konsentrasi gas metana di dalam air di saluran yang membelah hutan mangrove (*mangrove creek*) (Gambar 2). Peningkatan  $^{222}\text{Rn}$  menandakan penambahan volume air dari air poros

ke saluran, sehingga disimpulkan bahwa CH<sub>4</sub> berasal dari air poros. Hal ini menunjukkan bahwa fluks metana dari sedimen mangrove tidak hanya melalui permukaan sedimen ke udara, tapi bisa juga dari sedimen ke perairan di sekitar mangrove. Ekspor gas

metana dapat difasilitasi oleh siklus pasang surut, yang merupakan ciri khas dari ekosistem mangrove. Oleh karena itu, ekosistem mangrove mungkin berkontribusi besar terhadap emisi metana daripada ekosistem pesisir lainnya.



**Gambar 2** Ringkasan kajian-kajian yang melaporkan fluks gas metana dari sedimen mangrove. Grafik atas menunjukkan distribusi spasial lokasi kajian dan yang bawah adalah fluks rata-rata di lokasi yang dilaporkan dalam 36 makalah.

#### 4. Fluks Gas Metana dari Perairan Pesisir tanpa Ekosistem Mangrove

Adanya emisi gas metana juga telah dilaporkan dari ekosistem estuari, laguna dan perairan pesisir yang tidak dipengaruhi langsung oleh ekosistem mangrove. Sebagai contoh, emisi gas metana di Estuari Vellar-Coleroon, Tamil Nadu, India berkisar antara 5 dan 10 mg m<sup>-2</sup> jam<sup>-1</sup> (Ramesh dkk, 1997). Penulis ini juga mengindikasikan bahwa emisi metana di Teluk Bengal, India berkisar antara 2-6 mg m<sup>-2</sup> jam<sup>-1</sup>. Nilai ini sedikit lebih kecil dari yang dilaporkan dari Pesisir Barat India, yaitu berkisar antara 2.5 dan 51.4 mg m<sup>-2</sup> jam<sup>-1</sup> (Verma dkk, 2002).

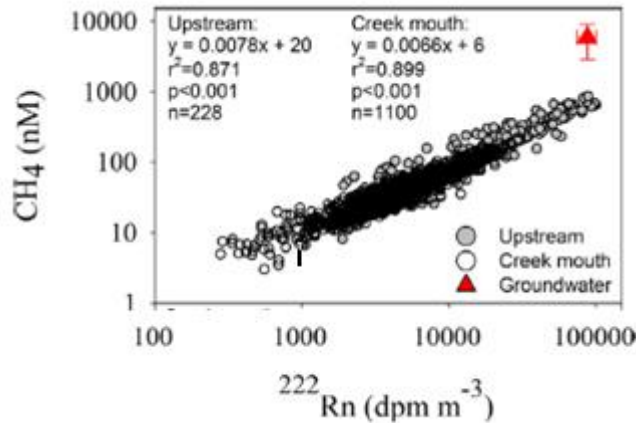
Emisi metana di laguna juga terdeteksi sangat kecil dan bervariasi. Sebagai contoh, Ennore Creek laggon di India melepaskan metana antara 2.7 sampai 7.7 mg m<sup>-2</sup> jam<sup>-1</sup> (Purvaja dan Ramesh, 2001), sedangkan di empat laguna di Semenanjung Yucatan, Mexico, emisinya berkisar antara 0.05 dan 1.5 mg m<sup>-2</sup> jam<sup>-1</sup> (Young, 2005).

#### 5. Produksi Gas Metana

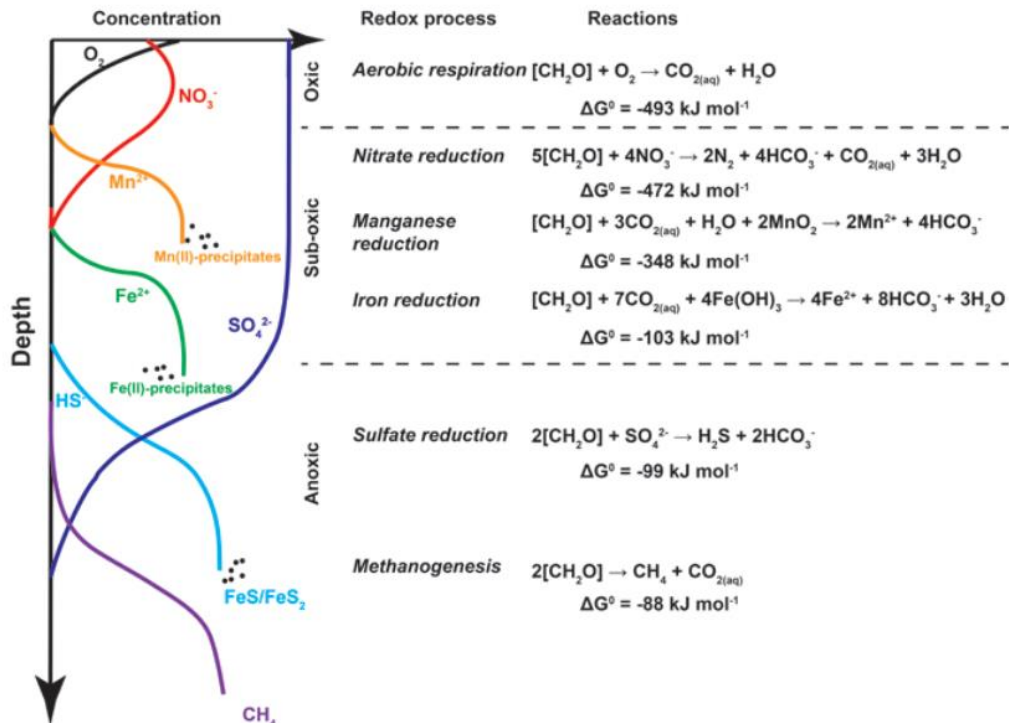
Produksi gas metana atau metanogenesis adalah tahap terakhir dalam mineralisasi karbon organik (Sarmiento dan Gruber 2006; Zhuang, 2014) (lihat Gambar 4). Pada lapisan sedimen kaya oksigen,

bakteri aerobik memecah karbohidrat menggunakan oksigen sebagai akseptor elektron. Pada lapisan yang sama, protein didekomposisi dan menghasilkan amonia, kemudian bakteri nitrifikasi mengoksidasi amonia menjadi nitrat (NO<sub>3</sub>). Di antara lapisan sedimen yang kaya dan miskin oksigen, NO<sub>3</sub> dan MnO<sub>2</sub> melepaskan oksigen sebagai akseptor elektron untuk mendekomposisi karbohidrat. Setelah akseptor elektron ini berkurang, proses reduksi besi melanjutkan proses mineralisasi. Ketika oksigen benar-benar habis, bakteri pereduksi sulfat dan

metanogen berkompetisi akan energi yang diperoleh dengan mendekomposisi karbon organik. Bakteri pereduksi sulfat seringkali menang dalam kompetisi ini, yang tergambarkan dari energi Gibbs (ΔG). Akan tetapi, urutan mineralisasi yang ideal ini dapat berubah jika tumbuhan akuatik dapat mensuplay oksigen dari atmosfer ke dalam sedimen melalui akar (sebagaimana ditunjukkan oleh Fritz dkk, 2011) atau jika metanogen tidak dapat dikalahkan oleh bakteri pereduksi sulfat.



**Gambar 3** Korelasi antara CH<sub>4</sub> dan <sup>222</sup>Rn di mulut dan hulu saluran air yang membelah hutan mangrove (diambil dari Call dkk, 2015)



**Gambar 4** Urutan degradasi karbon organik di sedimen laut dan reaksi kimia yang terlibat beserta energi Gibbs-nya (ΔG°) (diambil dari Gambar 1.2 dalam Zhuang, 2014)

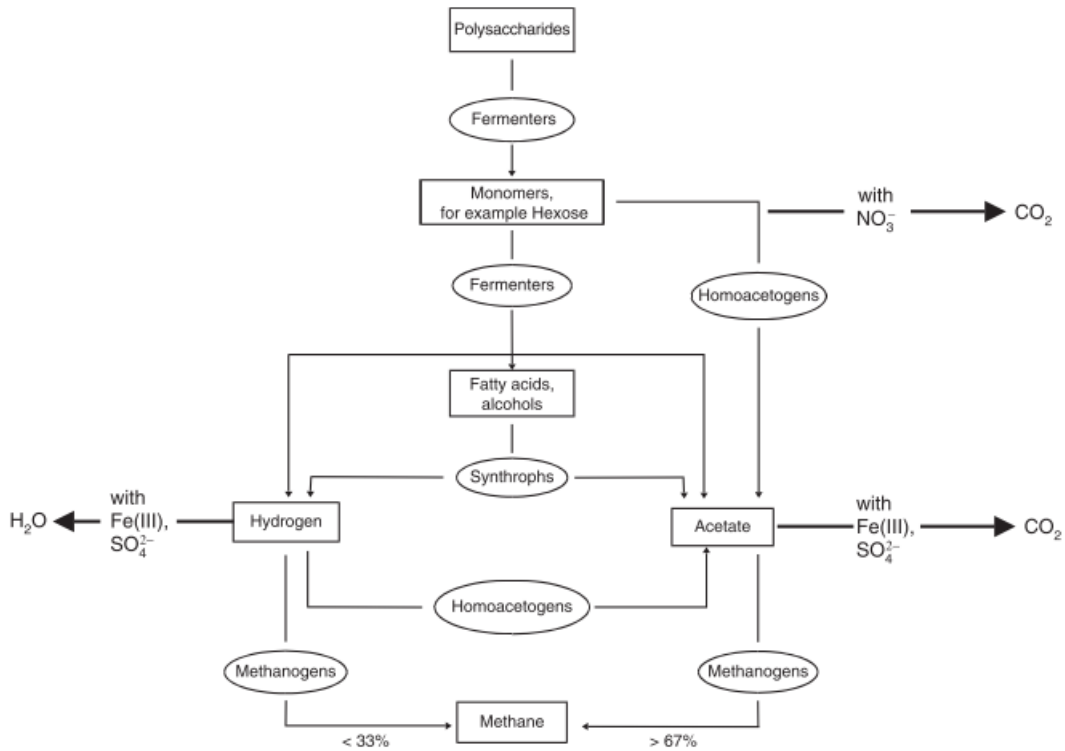
Beberapa metanogen dapat dikalahkan oleh bakteri pereduksi sulfat karena mereka memerlukan substrat yang sama (yaitu H<sub>2</sub>/CO<sub>2</sub> dan asam asetat).

Metanogen menggunakan substrat yang sangat spesifik, sehingga berdasarkan hal ini, metanogen dibedakan menjadi tiga kelompok, yaitu

hidrogenotrof, asetatotrof dan metilotrof. Hidrogenotrof menggunakan CO<sub>2</sub> untuk energi dan H<sub>2</sub> sebagai elektron donor, sedangkan asetatotrof secara khusus memerlukan asam asetat. Kedua substrat ini digunakan juga oleh bakteri pereduksi sulfat. Sementara itu, metanogen metilotrof memproduksi gas metana dengan menggunakan senyawa bergugus metil, yang mana lebih dikenal dengan substrat non-kompetitif karena tidak dipakai oleh bakteri pereduksi sulfat (Oremland dan Polcin, 1982).

Jalur produksi metana melalui hidrogenotrof dan asetatotrof selama ini dianggap sebagai jalur utama dalam produksi metana di ekosistem lahan basah. Hal ini karena karbohidrat atau polisakarida melimpah yang kemudian terdekomposisi menjadi

CO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub> dan asam asetat. Polisakarida terdegradasi perlahan oleh tiga konsorsium bakteri (hidrolitik, fermentatif dan homoasetogenik/sintropik) yang menghasilkan CO<sub>2</sub> dan asam asetat pada tahap terakhir (Garcia dkk, 2000). Secara stoikiometri, kontribusi jalur hidrogenotrofik pada total produksi metana sebesar dua pertiganya (Conrad, 2007). Namun demikian, proporsi pasti dari produksi metana ini tergantung pada produksi H<sub>2</sub> oleh bakteri homoasetogenik (Conrad, 1999). Karena dianggap jalur produksi ini yang umum terjadi ekosistem lahan basah, banyak penulis membuat konsep tahapan dekomposisi anaerobik sebagaimana pada Gambar 5 (Garcia dkk, 2000; Conrad, 2007; Liu dan Whitman, 2008), tanpa mencantumkan jalur metilotrofik.



**Gambar 5** Degradasi anaerobik karbon organik-pembentukan metana di proses terakhir (diambil dari Gambar 1 dalam Conrad, 2007)

Meskipun metanogen metilotrof sudah ditemukan di akhir 1970an (Weimer dan Zeikus, 1978; Patterson dan Hespell, 1979), jalur metilotrofik pada saat itu masih dianggap kontributor yang minor. Akan tetapi, kemudian jalur ini mulai lebih dikenal dengan ditemukannya metanogen yang dapat hidup bersama dengan bakteri pereduksi sulfat dengan menggunakan metanol dan trimetilamina dalam memproduksi metana (Oremland dkk, 1982). Penulis ini kemudian mengajukan konsep substrat non-kompetitif dalam

jalur biokimia pembentukan metana yang menggunakan gugus metil sehingga dapat berkompetisi dengan bakteri pereduksi sulfat.

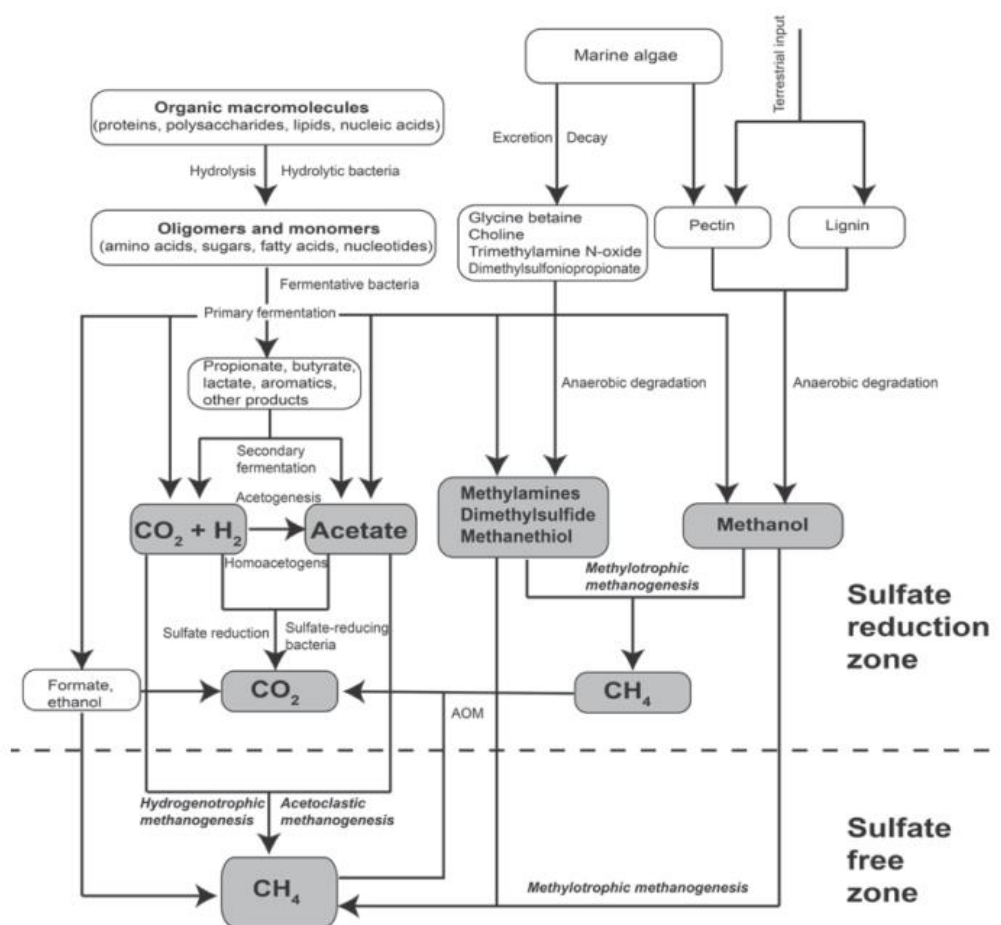
Selanjutnya, teori substrat non-kompetitif ini menjadi topik yang terus menjadi diskusi dalam jalur produksi gas metana. Sebagai contoh, Lyimo dkk (2009) menemukan bakteri pereduksi sulfat dari mangrove di lokasi studinya dapat mereduksi metanol dan trimetilamina pada kondisi laboratorium, tapi pada laju yang sangat lambat daripada pembentukan metana. Untuk jenis substrat



non-kompetitif lainnya, Lyimo dkk (2002) memperoleh bukti bahwa bakteri pereduksi sulfat terlibat dalam degradasi dimetil sulfida pada konsentrasi rendah (10 µmol), karena bakteri ini memiliki afinitas yang tinggi terhadap substrat tersebut. Namun demikian, studi yang terbaru melaporkan bahwa substrat non-kompetitif mungkin ada untuk menjelaskan laju produksi gas metana pada zona pereduksi sulfat di sedimen laut (Young, 2005; Zhuang, 2014).

Sebelum kajian Zhuang (2014), sedikit sekali informasi yang menerangkan seberapa besar kontribusi masing-masing jalur berkontribusi

terhadap produksi gas metana baik dari sisi konsentrasi substrat maupun komposisi. Zhuang (2014) menemukan bahwa metanogen metilotrof di zona pereduksi sulfat berkontribusi 13-74% pada total produksi metana, sedangkan di sedimen yang rendah sulfat, hidrogenotrof merupakan yang dominan, mencapai 67-97% dari total produksi gas metana. Metanogen asetotrof berkontribusi 31% di sedimen yang kaya zat organik. Zhuang (2014) juga mengusulkan konsep baru dalam degradasi anaerobik yang melibatkan alga laut dan input daratan sebagai sumber karbon (Gambar 6).



**Gambar 6** Konsep degradasi anaerobik yang sudah direvisi (diambil dari Gambar 1.3 dalam Zhuang, 2014)

Karena ekosistem mangrove berada pada perbatasan antara sistem laut dan daratan, dominasi jalur metanogen mungkin berbeda dari satu lokasi ke lokasi yang lainnya. Hal ini dapat tergambarkan dari variabilitas yang ekstrim dari emisi metana yang sudah didiskusikan sebelumnya. Siklus pasang surut dan penambahan air tawar akan sangat menentukan gradien salinitas dan kandungan sulfat di sedimen mangrove. Selain itu, rejim hidrologi ini akan mengontrol materi organik dari produktifitas mangrove itu sendiri, alga laut, dan input daratan.

Sehingga, pergantian substrat dan kondisi lingkungan mungkin akan mengubah-ubah jalur produksi gas metana. Se jauh ini, Reshmi dkk (2015) yang sudah melaporkan produksi gas metana secara *in situ* khususnya pada level mikrobial di ekosistem mangrove. Mereka menemukan bahwa metanogen asetotrof lebih melimpah ketika musim hujan daripada kemarau. Meskipun demikian, kuantifikasi dan pergantian jalur metanogen di ekosistem mangrove terkait dengan variasi musiman dan lokasi masih sedikit sekali terdokumentasikan.

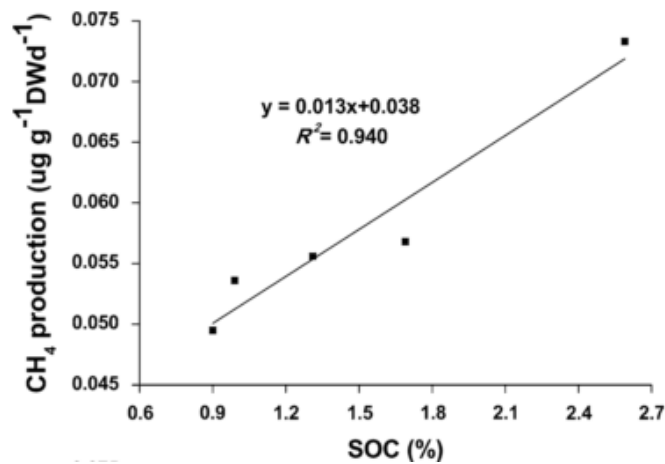
## 6. Sumber Variabilitas Gas Metana

Emisi gas metana dari sedimen mangrove dan perairan yang dipengaruhi mangrove sangat bervariasi baik antar lokasi maupun musim. Perbedaan dalam teknik pengukuran mungkin menjadi salah satu alasannya, akan tetapi kajian oleh Yavitt dkk (1997) menyimpulkan bahwa variasi emisi merupakan hasil dari proses yang kompleks yang melibatkan produksi metana, konsumsi dan transpor gas ini melalui sedimen atau vegetasi akuatik. Temuan ini didukung oleh Borges dan Abril (2011) yang mengatakan bahwa proses-proses tersebut tergantung pada suplay prekursor metana ke dalam sedimen, kehadiran oksigen dan akseptor

elektron lainnya; serta kondisi lokal (yaitu hidrodinamika, suhu dan salinitas).

### 6.1. Materi Organik

Dari semua faktor-faktor yang mengontrol produksi dan emisi gas metana, adanya materi organik tampaknya yang paling penting. Secara umum, banyak kajian telah melaporkan bahwa kandungan karbon organik tanah dan dekomposisinya berkorelasi positif dengan meningkatnya metana di atmosfer dan produksinya (Verma dkk, 2002; Cui dkk, 2005; Belger dkk, 2011, Dutta dkk, 2013; Koebisch dkk, 2013). Yu dkk (2013) dan Konnerup dkk (2014) secara khusus menemukan hubungan positif antara produksi gas metana dan karbon organik tanah ( $R^2=0.94$ ,  $p=0.006$ ;  $R^2=0.563$ ,  $p,0.005$ , lihat Gambar 7).



**Gambar 7** Korelasi produksi CH<sub>4</sub> (µg/g berat kering/hari) dengan SOC, soil organic carbon, karbon organik tanah (% berat kering) (diambil dari Gambar 6 dalam Yu dkk)

Karena materi organik utamanya berasal dari tumbuhan dan fitoplankton, banyak penulis memilih produktifitas atau biomassa tumbuhan sebagai prediktor untuk produksi metana (Zhang dkk, 2012; Koebisch dkk, 2013). Kajian-kajian sebelumnya berdasarkan pengukuran di lapangan mengindikasikan bahwa materi organik merupakan faktor utama yang mengontrol produksi gas metana (Boon dan Mitchell, 1995). Pada kajian yang kemudian, rumput invasif rawa asin (*Spartina alternifolia*) meng-emisi-kan lebih banyak gas metana daripada tumbuhan aslinya (*Phragmites australis*) karena menghasilkan lebih banyak biomassa (Cheng dkk, 2007). Chen dkk (2009) menemukan korelasi positif antara tinggi komunitas tumbuhan (proksi parameter untuk biomassa) dan emisi gas metana ( $R^2=0,59$ ,  $p=0,01$ ,  $n=30$ ), meskipun lemah korelasinya. Lebih jauh lagi, data dari Magonigal dan Schlesinger (1997) menunjukkan bahwa emisi gas metana meningkat karena tingginya laju fotosintesis dan pelepasan

karbon organik ke dalam tanah. Joabsson dkk (1999) menemukan hal yang sama pada percobaannya, yaitu konsentrasi metana terlarut di dalam rizosfer lebih tinggi ditemukan di plot yang bervegetasi daripada pada plot yang tidak bervegetasi. Di bawah kondisi yang dinamis, Van Der Nat dan Middleburg (2000) berhipotesis bahwa laju produksi gas metana sangat erat kaitannya dengan siklus tumbuh dari tumbuhan.

Laju produksi dan emisi gas metana di sistem perairan (misalnya saluran, sungai dan estuari) juga tergantung pada suplay materi organik (Jayakumar dkk, 2001; Datta dkk, 2013; Dutta dkk, 2013; Reshmi dkk, 2015). Smith dkk (2000) menunjukkan fenomena ini ketika mereka mengambil contoh tanah yang berlokasi empat meter dari garis pantai Danau Merecure, Venezuela. Pada kajian tersebut, tanah tertutupi oleh materi tumbuhan yang terdekomposisi dan melepaskan gas metana empat hingga enam kali dibandingkan tanah yang diambil dari posisi yang sama di Danau Mamo, yang tidak memiliki akumulasi



material tumbuhan. Tambak juga umumnya menghasilkan gas metana ketika ada pengaruh dari air buangan (Strangmann dkk, 2008). Di estuari yang didominasi mangrove di daerah teluk Bengal India, serasah mangrove menyediakan nutrisi untuk fitoplankton, sehingga menyebabkan ledakan populasi alga yang akhirnya meningkatkan produksi gas metana (Biswas dkk, 2007). Adanya karbon organik yang tinggi berkontribusi dalam peningkatan laju dekomposisi, bersama-sama dengan suhu, yang menyebabkan produksi substrat untuk mikroorganisme penghasil gas metana (Boon dan Mitchell, 1995; Cui dkk, 2005; Krupadam dkk, 2007).

Namun demikian, Sutton-Grier dan Magonigal (2011) menemukan hubungan yang negatif antara biomassa di bawah tanah (*belowground*) dan produksi gas metana pada percobaannya dengan mesokosmos. Pada kasus ini, suplay oksigen yang dimediasi tumbuhan ke dalam zona akar mengatur kompetisi antara mikroorganisma metanogen dan non-metanogen. Pada kondisi banyak ion  $Fe^{2+}$  dioksidasi yang meningkatkan  $Fe^{3+}$ , metanogen tidak dapat bersaing dengan bakteri pereduksi  $Fe^{3+}$  dalam menggunakan materi organik (Sutton-Grier dan Magonigal 2011; Magonigal dkk, 2013). Hal yang sama mungkin juga terjadi pada kasus bakteri pereduksi sulfat di sistem laut. Kandungan sulfat di perairan salin menyebabkan bakteri pereduksi sulfat lebih baik dalam menggunakan substrat kompetitif-asam asetat dan  $H_2/CO_2$  dibandingkan metanogen (Boon dan Mitchell, 1995; Giani dkk, 1996; Van Der Nat dkk, 1998). Sebagai contoh, Shalini dkk (2006) menemukan korelasi negatif antara metana terlarut dengan sulfat terlarut di estuari danau Pulicat, India ( $R^2=-0.49$ ,  $n=52$ ). Selain itu, tekanan terhadap metanogen juga terjadi ketika bakteri pereduksi nitrat dan mangan mengalahkan metanogen (Biswas dkk, 2007; Krupadam dkk, 2007). Untuk kompetisi seperti ini, Verma dkk (2002) menunjukkan hubungan negatif antara emisi gas metana dan akseptor-akspetor elektron, yaitu besi dan mangan terlarut ( $R^2=-0.77$ ;  $R^2=-0.98$ ) serta besi dan mangan di sedimen ( $R^2=-0.61$ ;  $R^2=-0.57$ ).

## 6.2. Salinitas

Kompetisi akan substrat antara metanogen dan non-metanogen di perairan salin sudah lama diketahui, karena umumnya metanogenesis melibatkan asam asetat dan  $H_2/CO_2$  atau substrat kompetitif lainnya. Namun, arah kompetisi ini tampaknya berubah jika terdapat materi organik yang melimpah atau adanya senyawa bergugus metil, sebagaimana telah dilaporkan oleh Aulakh dkk (2001) dan Reshmi dkk (2015) dari lokasi mangrove

di Tanzani dan India, dan oleh Zhuang (2014) dari sedimen dasar laut di Teluk Aarhus, Denmark dan laut Mediterania. Di kasus pertama, metanogen mungkin aktif setelah sulfat habis, namun di kasus yang kedua metanogenesis dan bakteri pereduksi sulfat dapat hidup berdampingan.

Meskipun materi organik dan akseptor-akspetor elektron merupakan faktor utama dalam metanogenesis, salinitas dipandang sebagai faktor tambahan yang dapat mengontrol produksi gas metana. Ketika para peneliti mengidentifikasi salinitas sebagai prediktor untuk produksi metana biogenik di lingkungan laut (Ramesh dkk, 1997; Verma dkk, 2002; Koebisch dkk, 2013), mereka menemukan bahwa salinitasi merupakan salah satu faktor pembatas. Selama substrat non-kompetitif tidak ada, data kuantitatif selalu menunjukkan hubungan yang kuat antara salinitas dan produksi/emisi gas metana atau metana terlarut, sebagaimana dilaporkan oleh Scranton dan McShane (1991), Ramesh dkk (1997), Jayakumar dkk (2001), Verma dkk (2002), Shalini dkk (2006), Poffenberger dkk (2011) dan Dutta dkk (2013). Hal ini berbeda dengan yang dilaporkan Reshmi dkk (2015) yang tidak menemukan pengaruh salinitas terhadap metanogenesis di sedimen estuari (Ashtamudi, India), karena mereka menemukan juga metanogen metilotrofik yang melimpah (pengguna substrat non-kompetitif).

## 6.3. Suhu

Suhu yang lebih tinggi umumnya dapat meningkatkan tingkat aktifitas bakteri. Namun, metanogenesis masih dapat aktif di suhu yang rendah jika materi organik cukup. Banyak penulis telah mengidentifikasi bahwa suhu air dan tanah merupakan faktor pembatas emisi dan produksi gas metana, misalnya Verma dkk (2002), Cui dkk (2005), Inamori dkk (2007), Poffenberger dkk (2011), Zhang dan Ding (2011), Datta dkk (2013) dan Lofton dkk (2014). Secara khusus, Boon dan Mitchell (1995) menemukan bahwa pada percobaannya, laju metanogenesis yang tertinggi pada  $30^\circ C$  dan yang terendah pada  $5^\circ C$ , dengan pengecualian pada sedimen yang ditambahkan dengan metanol (maksimum pada suhu  $20^\circ C$ ). Sementara itu, pada rawa payau pantai, di Rostock, di utara Jerman, emisi gas metana hampir tidak terdeteksi pada suhu udara  $< 10^\circ C$  dan suhu air  $8^\circ C$  (Koebisch dkk, 2013). Dutta dkk (2013) mendapatkan bahwa emisi gas metana dari sedimen berkorelasi positif dengan suhu sedimen ( $n=8$ ,  $R^2=0.35$ ). Namun, analisis korelasi lainnya menunjukkan bahwa hubungan suhu sedimen dan emisi gas metana tidak signifikan

( $R^2=0.078$ ,  $n=40$ ,  $p=0.1$ ) (Purvaja dkk, 2004). Analisis korelasi mengindikasikan bahwa produksi gas metana tidak hanya tergantung pada suhu tapi ada faktor lain (misalnya: materi organik).

Sun dkk (2013) dan Reshmi dkk (2015) menjelaskan bahwa input materi organik, salinitas dan komunitas tumbuhan bersama-sama dengan faktor suhu mengontrol produksi gas metana. Dengan menggunakan regresi linier berjenjang, Chen dkk (2009) menemukan bahwa komunitas tumbuhan dan tinggi pasang lebih berpengaruh dalam menjelaskan variabilitas emisi gas metana daripada suhu. Hal yang sama, ketika faktor suhu tidak dilibatkan dalam daftar variabel bebas dalam regresi linier berjenjang, tinggi muka air merupakan variabel yang lebih tepat dalam menjelaskan variabilitas harian dari emisi gas metana (Yang dkk, 2013).

#### 6.4. pH, Oksigen Terlarut dan Potensial Redoks

Meskipun pH tampaknya merupakan faktor sekunder, oksigen terlarut dan potensial redoks merupakan faktor pembatas yang kuat dalam produksi dan emisi gas metana, karena metanogen umumnya bersifat anaerobik obligat. Komunitas metanogen umumnya didominasi oleh jenis-jenis yang neutrofilik atau suka pH netral (Koebisch dkk, 2013; Megonigal dkk, 2013). Sehingga, beberapa kajian menunjukkan bahwa tidak ada hubungan yang signifikan antara pH dan fluks metana tahunan (Koebisch dkk, 2013) atau produksi gas metana (Yu dkk, 2013), meskipun demikian emisi gas metana dapat meningkat di tanah yang asam seiring dengan potensial redoks yang negatif (Krupadam dkk, 2007; Megonigal dkk, 2013). Di dalam kajian yang lain, nilai pH sangat bervariasi (Reshmi dkk, 2015); akibatnya faktor ini tidak dapat menjelaskan variabilitas gas metana. Sebaliknya kehadiran oksigen dapat menekan aktifitas metanogen (Ramesh dkk, 1997; Konnerup dkk, 2014), dengan potensial redoks tanah sebagai indikator kondisi aerobik dan anaerobik ini. Dalam ulasannya, Aulakh dkk (2001) menemukan bahwa anaerobiosis terjadi pada potensial redoks ( $Eh$ ) di bawah -100 atau -200 mV. Di dalam tanah, gradasi dari aerobik ke anaerobik mungkin dapat ditemukan seiring dengan kedalaman tanah. Hal ini dapat disimpulkan dari kuatnya hubungan antara metana terlarut dalam air poros dan  $Eh$ , yang diperoleh dari pengukuran diurnal dan musiman (Zhang dan Ding 2011; Marin-Muniz dkk, 2015).

Kehadiran zona aerobik bagi pereduksi gas metana atau metanotrop juga merupakan hal yang penting dalam mengontrol lepasnya gas metana ke atmosfer. Hal ini karena metanotrop (mikroorganisma

pemakan metana) mereduksi 14 -35% gas metana (Vann dan Megonigal 2003). Sekitar 43% fluks potensi gas metana tahunan di zona aerobik (Roslev dan King 1996) atau hingga 90%  $CH_4$  terlarut di zona yang tidak jenuh dengan  $CH_4$  (Fechner dan Hemond, 1992). Secara umum, zona aerobik yang ekstensif terbentuk ketika permukaan sedimen terdedah dengan atmosfer (Roslev dan King, 1996). Kondisi-kondisi ini dapat ditemukan di bawah lembaran daun yang tenggelam atau lapisan tipis antara udara dan sedimen ketika sedimen tergenang air pasang (Inamori dkk, 2007). Selain itu, di dalam akar dan rizopfer tumbuhan akuatik juga bersifat aerobik, karena akar memiliki struktur aerenkima yang dapat membawa oksigen dari atmosfer ke zona akar (Chowdhury dan Dick, 2013). Di beberapa kajian, konsentrasi oksigen yang berbeda dari permukaan tanah ke kedalaman tanah di zona aerobik-anaerobik menyebabkan stratifikasi laju oksidasi metana (Sundh dkk, 1995; Bodelier dkk, 2000; Siljanen dkk, 2011). Oksidasi ini juga mungkin dapat terjadi di kolom air, karena beberapa metanotrop juga terdeteksi hidup sebagai plankton (Ross dkk, 2001).

Konsentrasi metana di air kolom atau poros tampaknya menentukan oksidasi gas metana. Sundh dkk (1995) memasukkan posisi muka air (sebagai proksi untuk zona aerobik untuk metanotrop) dan konsentrasi  $CH_4$  dalam air poros sebagai variabel bebas dalam persamaan regresi ketika menghitung laju oksidasi metana. Sementara Lofton dkk (2014) menemukan bahwa laju oksidasi meningkat secara linier dengan meningkatnya konsentrasi metana di dalam air poros. Hal yang mirip, Megonigal (2002) melaporkan bahwa laju oksidasi gas metana berkorelasi positif dengan laju emisi ( $R^2=0.96$ ). Data Megonigal (2002) juga mengindikasikan bahwa metanotrop sangat tergantung pada konsentrasi gas metana daripada oksigen.

Dari diskusi tentang oksidasi gas metana. Kita dapat menyimpulkan bahwa kombinasi kondisi aerobik, konsentrasi metana yang tinggi dan suhu merupakan kondisi lingkungan yang ideal untuk mendukung metanotrop dalam mengkonsumsi gas metana. Akan tetapi, pada kondisi tertentu, kondisi lingkungan seperti ini bisa tidak sesuai lagi jika ada kelompok bakteri yang dapat bersaing mengalahkan metanotrop (Van Bodegon dkk, 2001).

Meskipun tumbuhan akuatik juga penting dalam produksi gas metana dalam mensuplay materi organik untuk metanogen, tumbuhan juga memiliki dua peran yang kontradiktif dalam mengurangi  $CH_4$  di sedimen. Akar pada beberapa tumbuhan akuatik merupakan mikrohabitat bagi metanotrop (Inubishi dkk, 2001; Inamori dkk, 2007). Tumbuhan

mensuplay oksigen ke zona akar yang berasal dari atmosfer. Namun, beberapa penulis melaporkan bahwa tumbuhan akuatik juga dapat berfungsi sebagai ventilasi (misalnya Shannon dan White, 1994). Metana di zona anerobik dapat lepas ke atmosfer melalui jaringan tumbuhan tanpa harus melalui zona aerobik di dalam sedimen. Sebagai contoh, eceng gondok diduga dapat memfasilitasi transpor gas metana melalui jaringan aerenkima dari sedimen ke atmosfer (Verma dkk, 2002). Struktur tumbuhan dalam tumbuhan mangrove, yang disebut pneumatofor, juga dapat membantu transportasi semacam ini (Purvaja dkk, 2004).

Singkatnya, dalam diskusi tentang emisi gas metana dari mangrove dan lahan basah lainnya, emisi gas metana merupakan hasil dari kompleks proses yang saling berkaitan dan melibatkan faktor-faktor yang sejalan dan berlawanan. Meskipun demikian substrat metanogenik dan metabolisme mikrobial dapat dijadikan pendekatan dalam menjelaskan variabilitas emisi gas metana di ekosistem mangrove. Oleh karena itu, kajian selanjutnya perlu dilakukan pada metanogen dan sumber-sumber energi untuk bakteri-bakteri yang terlibat.

## 7. Ringkasan dan Usul Arah Penelitian di Indonesia

Fluks metana global dari sedimen mangrove umumnya jauh lebih kecil ( $<5 \text{ mg m}^{-2} \text{ jam}^{-1}$ ) jika dibandingkan dengan lahan basah air tawar ( $0.6-13 \text{ mg m}^{-2} \text{ jam}^{-1}$ ). Meskipun demikian ada makalah yang melaporkan bahwa emisi dari sedimen mangrove sedimen dapat mencapai  $83 \text{ mg m}^{-2} \text{ jam}^{-1}$  (Chen et al., 2010). Tingginya fluks gas metana hanya dilaporkan dari kajian di mangrove yang terpolusi atau terganggu (Chen et al., 2010) dan dari kajian yang menggunakan metode *Eddy covariance* (Biswas dkk, 2007). Sayangnya, data semacam ini masih langka, sehingga sulit untuk menyatakan apakah ekosistem mangrove berkontribusi besar terhadap emisi gas metana global atau tidak.

Namun demikian, hasil pengukuran emisi metana dengan metode *Eddy covariance* dapat memberi petunjuk bahwa fluks gas metana di ekosistem mangrove tidak hanya melalui permukaan sedimen, tapi mungkin ada jalur-jalur fluks yang lain yang belum terukur. Metode *Eddy covariance* mengukur dan menghitung turbulensi vertikal dari fluks gas metana di kolom udara di atas kanopi mangrove. Sehingga, fluks metana yang terukur adalah fluks total dari ekosistem mangrove, yang mencakup tidak hanya fluks dari permukaan sedimen, tapi juga mungkin fluks dari permukaan

perairan sekitar mangrove dan permukaan batang pohon mangrove. Sehingga hal ini menunjukkan kemungkinan bahwa ekosistem mangrove sebagai pengemisi gas metana yang perlu diperhitungkan.

Selain itu, penelaahan pada proses pembentukan metana dan aspek-aspek yang mempengaruhinya juga memberi petunjuk bahwa mangrove dapat menjadi tempat yang kondusif untuk produksi metana biogenik. Sebelumnya produksi metana di ekosistem mangrove dipandang bisa diabaikan karena prosesnya akan terganggu dengan adanya kandungan sulfat di lingkungan salin. Namun, temuan terbaru menunjukkan bahwa produksi metana di lingkungan salin dapat melalui jalur lain yang tidak terpengaruh oleh keberadaan sulfat, yaitu jalur metilotrofik. Jalur pembentukan gas metana ini mungkin berperan besar dalam produksi metana di ekosistem mangrove. Apalagi jika produksi metana ini ditunjang dengan adanya akumulasi materi organik. Secara alami, ekosistem mangrove merupakan pengakumulasi materi organik dengan adanya sistem perakaran yang kompleks yang berfungsi sebagai perangkap. Posisi ekosistem mangrove di antara sistem lautan dan daratan juga memungkinkan sumber materi organik yang terakumulasi tidak hanya dari mangrove itu sendiri. Alga dan materi organik dari daratan yang terbawa air sungai juga dapat menjadi sumber materi organik di sedimen mangrove. Sehingga hal ini dapat dipersepsikan atau bahkan menjadi postulat bahwa produksi metana di sedimen mangrove bisa sebanding dengan yang ada di lahan basah air tawar.

Oleh karena itu, seiring dengan meningkatnya perhatian terhadap ekosistem mangrove dalam mitigasi perubahan iklim, penelitian tentang gas metana juga perlu digalakkan bersama-sama dengan kajian karbon biru. Dari ulasan yang telah dipaparkan, berikut ini adalah beberapa pertanyaan penelitian yang sudah teridentifikasi:

1. Jalur-jalur fluks metana apa saja yang ada di ekosistem mangrove?
2. Apakah jaringan aerenkima tumbuhan mangrove (fluks melalui permukaan batang pohon) dapat berperan sebagai jalur pelepasan metana?
3. Jalur fluks metana yang mana yang dominan dalam melepaskan gas metana di ekosistem mangrove ke atmosfer?
4. Berapa proporsi metana yang diekspor ke perairan sekitar mangrove melalui pompa pasang surut?
5. Bagaimanakah mekanisme pembentukan gas metana di sedimen mangrove?

6. Bagaimanakah peran sulfat dalam menghambat pembentukan gas metana di sedimen mangrove?
7. Bagaimanakah peran pasang surut dalam mengontrol produksi gas metana di ekosistem mangrove?
8. Bagaimanakah peran suplay air tawar dalam mengontrol produksi gas metana di sedimen mangrove?
9. Seberapa besar suplay materi organik non-mangrove dalam mempengaruhi pembentukan gas metana di sedimen mangrove?
10. Bagaimana pengaruh musim terhadap produksi dan emisi gas metana di ekosistem mangrove?
11. Sejauh mana pengaruh polusi nutrisi di ekosistem mangrove dalam mempengaruhi produksi dan emisi gas metana?
12. Apakah implikasi emisi gas metana dari ekosistem mangrove terhadap peran hutan ini sebagai penyerap karbon atmosferik?

Pertanyaan-pertanyaan di atas dapat dijadikan sebagai acuan dalam melakukan penelitian gas metana di ekosistem mangrove, khususnya di Indonesia.

#### DAFTAR PUSTAKA

- Alongi, D.M., A. Sasekumar, V.C. Chong, J. Pfitzner, L.A. Trott, F. Tirendi, P. Dixon and G.J. Brunskill. 2004. Sediment accumulation and organic material flux in a managed mangrove ecosystem: Estimates of land-ocean-atmosphere exchange in peninsular Malaysia, *Marine Geology*, 208(2-4): 383-402.
- Aselmann, I. and P.J. Crutzen. 1989. Global distribution of natural freshwater wetlands and rice paddies, their net primary productivity, seasonality and possible methane emissions, *Journal of Atmospheric Chemistry*, 8(4): 307-358.
- Aulakh, M.S., R. Wassmann, H. Rennenberg. 2001. Methane emissions from rice fields—quantification, mechanisms, role of management, and mitigation options, *Advances In Agronomy*, 70(C): 193-260.
- Bartlett, K.B., D.S. Bartlett, R.C. Harriss and D.I. Sebacher. 1987. Methane emissions along a salt marsh salinity gradient, *Biogeochemistry*, 4(3): 183-202.
- Belger, L., B.R. Forsberg, J.M. Melack. 2011. Carbon dioxide and methane emissions from interfluvial wetlands in the upper Negro River basin, Brazil, *Biogeochemistry*, 105(1): 171-183.
- Biswas, H., S.K. Mukhopadhyay, S. Sen and T.K. Jana. 2007. Spatial and temporal patterns of methane dynamics in the tropical mangrove dominated estuary, NE coast of Bay of Bengal, India, *Journal of Marine Systems*, 68(1-2): 55-64.
- Bodelier, P.L., P. Roslev, T. Henckel and P. Frenzel. 2000. Stimulation by ammonium-based fertilizers of methane oxidation in soil around rice roots, *Nature*, 403: 421-424.
- Boon, P.I. and A. Mitchell. 1995. Methanogenesis in the sediments of an Australian freshwater wetland: comparison with aerobic decay, and factors controlling methanogenesis, *FEMS Microbiology Ecology*, 18(3): 175-190.
- Borges, A.V. and G. Abril. 2011. Carbon dioxide and methane dynamics in estuaries, in *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, Volume 5: Biogeochemistry, eds E. Wolanski and D. McLusky, Academic Press, Waltham.
- Bouillon, S., J.J. Middelburg, F. Dehairs, A.V. Borges, G. Abril, M.R. Flindt, S. Ulomi and E. Kristensen. 2007. Importance of intertidal sediment processes and porewater exchange on the water column biogeochemistry in a pristine mangrove creek (Ras Dege, Tanzania), *Biogeosciences*, 4(3): 311-322.
- Call, M., D.T. Maher, I.R. Santos, S. Ruiz-Halpern, P. Mangion, C.J. Sanders, D.V. Erler, J.M. Oakes, J. Rosentreter, R. Murray and B.D. Eyre. 2015. Spatial and temporal variability of carbon dioxide and methane fluxes over semi-diurnal and spring-neap-spring timescales in a mangrove creek, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 150: 211-225.
- Chambers, L.G., S.E. Davis, T. Troxler, J.N. Boyer, A. Downey-Wall and L.J. Scinto. 2014. Biogeochemical effects of simulated sea level rise on carbon loss in an Everglades mangrove peat soil, *Hydrobiologia*, 726(1): 195-211.
- Chen, G.C., N.F.Y. Tam, Y. Ye. 2010. Summer fluxes of atmospheric greenhouse gases N<sub>2</sub>O, CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> from mangrove soil in South China, *Science of the Total Environment*, 408(13): 2761-2767.
- Chen, H., N. Wu, Y. Gao, Y. Wang, P. Luo and J. Tian. 2009. Spatial variations on methane emissions from Zoige alpine wetlands of Southwest China, *Science of the Total Environment*, 407(3): 1097-1104.
- Cheng, X., R. Peng, J. Chen, Y. Luo, Q. Zhang, S. An, J. Chen and B. Li. 2007. CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis* in experimental mesocosms, *Chemosphere*, 68(3): 420-427.
- Chowdhury, T.R. and R.P. Dick. 2013. Ecology of aerobic methanotrophs in controlling methane fluxes from wetlands, *Applied Soil Ecology*, 65: 8-22.
- Conrad, R., 1999. Contribution of hydrogen to methane production and control of hydrogen concentrations in methanogenic soils and sediments, *FEMS Microbiology Ecology*, 28: 39-58.
- Conrad, R., 2007. Microbial ecology of methanogens and methanotrophs, *Advances in Agronomy*, 96(07): 1-63.
- Cui, J., C. Li, C. Trettin. 2005. Analyzing the ecosystem carbon and hydrologic characteristics of forested wetland using a biogeochemical process model, *Global Change Biology*, 11(2): 278-289.
- Datta, A., J.B. Yeluripati, D.R. Nayak, K.R. Mahata, S.C. Santra and T.K. Adhya. 2013. Seasonal variation of methane flux from coastal saline rice field with the application of different organic manures, *Atmospheric Environment*, 66: 114-122.
- Dean, J.F., J.J. Middelburg, T. Röckmann, R. Aerts, L.G. Blauw, M. Egger, M.S.M. Jetten, A.E.E. de Jong, O.H. Meisel, O. Rasigraf, C.P. Slomp, M.H. in't Zandt and A.J. Dolman. 2018. Methane Feedbacks to the Global Climate System in a Warmer World, *Reviews of Geophysics*, 56(1): 207-250.
- Dutta, M.K., C. Chowdhury, T.K. Jana and S.K. Mukhopadhyay. 2013. Dynamics and exchange fluxes of methane in the estuarine mangrove environment of the Sundarbans, NE coast of India, *Atmospheric Environment*, 77: 631-639.

- Fechner, E.J. and H.F. Hemond. 1992. Methane transport and oxidation in the unsaturated zone of a Sphagnum peatland, *Global Biogeochemical Cycles*, 6(1): 33–44.
- Fritz, C., V.A. Pancotto, J.T.M. Elzenga, E.J.W. Visser, A.P. Grootjans, A. Pol, R. Iturraspe, J.G.M. Roelofs and A.J.P. Smolders. 2011. Zero methane emission bogs: Extreme rhizosphere oxygenation by cushion plants in Patagonia, *New Phytologist*, 190(2): 398–408.
- Garcia, J.L., B.K. Patel, B. Ollivier. 2000. Taxonomic, phylogenetic, and ecological diversity of methanogenic archaea, *Anaerobe*, 6(4): 205–226.
- Giani, L., Y. Bashan, G. Holguin and A. Strangmann. 1996. Characteristics and methanogenesis of the Balandra lagoon mangrove soils, Baja California Sur, Mexico', *Geoderma*, 72(1–2): 149–160.
- Inamori, R., P. Gui, P. Dass, M. Matsumura, K.Q. Xu, T. Kondo, Y. Ebie and Y. Inamori. 2007. Investigating CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from eco-engineering wastewater treatment processes using constructed wetland microcosms, *Process Biochemistry*, 42(3): 363–373.
- Inubushi, K., H. Sugii, S. Nishino and E. Nishino. 2001. Effect of Aquatic Weeds on Methane Emission from submerged Paddy Soil, *American Journal of Botany*, 88(6):975979.
- Jayakumar, D.A., S.W.A. Naqvi, P.V. Narvekar and M.D. George. 2001. Methane in coastal and offshore waters of the Arabian Sea, *Marine Chemistry*, 74(1): 1–13.
- Joabsson, A., T.R. Christensen, B. Wallén. 1999. Vascular plant controls on methane emissions from northern peatforming wetlands, *Trends in Ecology and Evolution*, 14(10): 385–388.
- Kirschke, S., P. Bousquet, P. Ciais, M. Saunois, J.G. Canadell, E.J. Dlugokencky, P. Bergamaschi, D. Bergmann, D.R. Blake, L. Bruhwiler, P. Cameron-Smith, S. Castaldi, F. Chevallier, L. Feng, A. Fraser, M. Heimann, E.L. Hodson, S. Houweling, B. Josse, P.J. Fraser, P.B. Krummel, J.F. Lamarque, R.L. Langenfelds, C. Le Quéré, V. Naik, S. O'doherty, P.I. Palmer, I. Pison, D. Plummer, B. Poulter, R.G. Prinn, M. Rigby, B. Ringeval, M. Santini, M. Schmidt, D.T. Shindell, I.J. Simpson, R. Spahni, L.P. Steele, S.A. Strode, K. Sudo, S. Szopa, G.R. Van Der Werf, A. Voulgarakis, M. Van Weele, R.F. Weiss, J.E. Williams and G. Zeng. 2013. Three decades of global methane sources and sinks, *Nature Geoscience*, 6(10): 813–823.
- Koebisch, F., S. Glatzel, G. Jurasinski. 2013. Vegetation controls methane emissions in a coastal brackish fen, *Wetlands Ecology and Management*, 21(5): 323–337.
- Konnerup, D., J.M. Betancourt-Portela, C. Villamil and J.P. Parra. 2014. Nitrous oxide and methane emissions from the restored mangrove ecosystem of the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 140: 43–51.
- Krupadam, R.J., R. Ahuja, S.R. Wate and Y. Anjaneyulu. 2007. Forest bound estuaries are higher methane emitters than paddy fields: A case of Godavari estuary, East Coast of India, *Atmospheric Environment*, 41(23): 4819–4827.
- Liu, Y. and W.B. Whitman. 2008. Metabolic, phylogenetic, and ecological diversity of the methanogenic archaea, *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1125: 171–189.
- Lofton, D.D., S.C. Whalen, A.E. Hershey. 2014. Effect of temperature on methane dynamics and evaluation of methane oxidation kinetics in shallow Arctic Alaskan lakes, *Hydrobiologia*, 721(1): 209–222.
- Lyimo, T.J., A. Pol, H.J.M. Op den Camp. 2002. Sulfate Reduction and Methanogenesis in Sediments of Mtoni Mangrove Forest, *Ambio*, 31(7): 614–616.
- Lyimo, T.J., A. Pol, M.S.M. Jetten and H.J.M. Op den Camp. 2009. Diversity of methanogenic archaea in a mangrove sediment and isolation of a new Methanococoides strain, *FEMS Microbiology Letters*, 291(2): 247–253.
- Marín-Muñiz, J.L., M.E. Hernández and P. Moreno-Casasola. 2015. Greenhouse gas emissions from coastal freshwater wetlands in Veracruz Mexico: effect of plant community and seasonal dynamics, *Atmospheric Environment*, 107(26): 107–117.
- Martins, C.S.C., C.A. Macdonald, I.C. Anderson and B.K. Singh. 2016. Feedback responses of soil greenhouse gas emissions to climate change are modulated by soil characteristics in dryland ecosystems, *Soil Biology and Biochemistry*. 100: 21–32.
- Megonigal, J.P., 2002. Methane-limited methanotrophy in tidal freshwater swamps, *Global Biogeochemical Cycles*, 16(4): 1–10.
- Megonigal, J.P., M.E. Hines, P.T. Visscher. 2013. Anaerobic Metabolism: Linkages to Trace Gases and Aerobic Processes. *Treatise on Geochemistry: Second Edition*, 10: 273–359.
- Megonigal, J.P. and W.H. Schlesinger. 1997. Enhanced CH<sub>4</sub> emissions from a wetland soil exposed to elevated CO<sub>2</sub>, *North*, 37(1): 77–88.
- Milich, L., 1999. The role of methane in global warming: where might mitigation strategies be focused? *Global Environmental Change*, 9(3): 179–201.
- Oremland, R.S., L.M. Marsh and S. Polcin. 1982. Methane production and simultaneous sulphate reduction in anoxic, salt marsh sediments, *Nature*, 296(5853): 143–145.
- Oremland, R.S. and S. Polcin. 1982. Methanogenesis and sulfate reduction: competitive and noncompetitive substrates in estuarine sediments, *Applied and Environmental Microbiology*, 44(6): 1270–1276.
- Patterson, J.A. and R.B. Hespell. 1979. Trimethylamine and methylamine as growth substrates for rumen bacteria and *Methanosarcina barkeri*, *Current Microbiology*, 3(2): 79–83.
- Poffenbarger, H.J., B.A. Needelman, J.P. Megonigal. 2011. Salinity influence on methane emissions from tidal marshes, *Wetlands*, 31: 831–842.
- Purvaja, R. and R. Ramesh. 2001. Natural and anthropogenic methane emission from coastal wetlands of South India, *Environmental Management*, 27(4): 547–557.
- Purvaja, R., R. Ramesh, P. Frenzel. 2004. Plant-mediated methane emission from an Indian mangrove, *Global Change Biology*, 10(11): 1825–1834.
- Rajkumar, A.N., J. Barnes, R. Ramesh, R. Purvaja and R.C. Upstill-Goddard. 2008. Methane and nitrous oxide fluxes in the polluted Adyar River and estuary, SE India, *Marine Pollution Bulletin*, 56(12): 2043–2051.
- Ramesh, R., G.R. Purvaja, D.C. Parashar, P.K. Gupta and A.P. Mitra. 1997. Anthropogenic forcing on methane flux from polluted wetlands (Adyar River) of Madras City, India, *Ambio*, 26(6): 369–376.
- Reay, D.S., P. Smith, T.R. Christensen, R.H. James and H. Clark. 2018. Methane and Global Environmental Change, *Annual Review of Environment and Resources*, 43:165-192.
- Reeburgh, W.S., 2003. Global methane biogeochemistry, in *The Atmosphere*, eds R. F. Keeling, vol.4: *Treatise on*

- Geochemistry, eds H. D. Holland and K. K. Turekian, Elsevier Pergamon, Oxford, pp. 65-89.
- Reshmi, R.R., K. Deepa Nair, E.J. Zachariah and S.G.T. Vincent. 2015. Methanogenesis: Seasonal changes in human impacted regions of Ashtamudi estuary (Kerala, South India), *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 156(1): 144-154.
- Roslev, P. and G.M. King. 1996. Regulation of methane oxidation in a freshwater wetland by water table changes and anoxia, *FEMS Microbiology Ecology*, 19(2): 105-115.
- Ross, M.S., P.L. Ruiz, G.J. Telesnicki and J.F. Meeder. 2001. Estimating above-ground biomass and production in mangrove communities of Biscayne National Park, Florida (USA), *Wetlands Ecology and Management*, 9(1): 27-37.
- Sarmiento, J.L. and N. Gruber. 2006. *Ocean Biogeochemical Dynamics*, Princeton University Press, Princeton, Woodstock.
- Schaefer, H., S.E.M. Fletcher, C. Veidt, K.R. Lassey, G.W. Brailsford, T.M. Bromley, E.J. Dlugokencky, S.E. Michel, J.B. Miller, I. Levin, D.C. Lowe, R.J. Martin, B.H. Vaughn and J.W.C. White. 2016. A 21<sup>st</sup> century shift from fossil-fuel to biogenic methane emissions indicated by <sup>13</sup>CH<sub>4</sub>, *Science*, 352(6281): 80-84.
- Scranton, M. and K. McShane. 1991. Methane fluxes in the southern North Sea: the role of European rivers, *Continental Shelf Research*, 11(1): 37-52.
- Shalini, A., R. Ramesh, R. Purvaja and J. Barnes. 2006. Spatial and temporal distribution of methane in an extensive shallow estuary, south India, *Journal of Earth System Science*, 115(4): 451-460.
- Shannon, R.D. and J.R. White. 1994. A three-year study of controls on methane emissions from two Michigan peatlands, *Biogeochemistry*, 27(1): 35-60.
- Siljanen, H.M.P., A. Saari, S. Krause, A. Lensu, G.C.J. Abell, L. Bodrossy, P.L.E. Bodelier and P.J. Martikainen. 2011. Hydrology is reflected in the functioning and community composition of methanotrophs in the littoral wetland of a boreal lake, *FEMS Microbiology Ecology*, 75(3): 430-445.
- Smith, L.K., W.M. Lewis, J.P. Chanton, G. Cronin and S.K. Hamilton. 2000. Methane emissions from the Orinoco River floodplain, Venezuela, *Biogeochemistry*, 51(2): 113-140.
- Strangmann, A., Y. Bashan, L. Giani. 2008. Methane in pristine and impaired mangrove soils and its possible effect on establishment of mangrove seedlings, *Biology and Fertility of Soils*, 44(3): 511-519.
- Sun, Z., L. Wang, H. Tian, H. Jiang, X. Mou and W. Sun. 2013. Fluxes of nitrous oxide and methane in different coastal Suaeda salsa marshes of the Yellow River estuary, China, *Chemosphere*, 90(2): 856-865.
- Sundh, I., C. Mikkela, M. Nilsson and B.H. Svensson. 1995. Potential aerobic methane oxidation in a sphagnum-dominated peatland - controlling factors and relation to methane emission, *Soil Biology and Biochemistry*, 27(6): 829-837.
- Sutton-Grier, A.E. and J.P. Megonigal. 2011. Plant species traits regulate methane production in freshwater wetland soils, *Soil Biology and Biochemistry*, 43(2): 413-420.
- Van Bodegom, P., F. Stams, L. Mollema, S. Boeke and P. Leffelaar. 2001. Methane Oxidation and the Competition for Oxygen in the Rice Rhizosphere, *Applied and Environmental Microbiology*, 67(8): 3586-3597.
- Van Der Nat, F., J.J. Middelburg, D. Van Meteren and A. Wielemakers. 1998. Diel Methane Emission Patterns from *Scirpus lacustris* and *Phragmites australis*, *Biogeochemistry*, 41(1): 1-22.
- Van Der Nat, F. and J.J. Middelburg. 2000. Methane Emission from Tidal Freshwater Marshes, *Biogeochemistry*, 49(2): 103-121.
- Vann, C.D. and J.P. Megonigal. 2003. Elevated CO<sub>2</sub> and water depth regulation of methane emissions: Comparison of woody and non-woody wetland plant species, *Biogeochemistry*, 63(2): 117-134.
- Verma, A., V. Subramanian, R. Ramesh. 2002. Methane emissions from a coastal lagoon: Vembanad Lake, West Coast, India, *Chemosphere*, 47(8): 883-889.
- Weimer, P. and J. Zeikus. 1978. One carbon metabolism in methanogenic bacteria. Cellular characterization and growth of *Methanosarcina barkeri*, *Archives of Microbiology*, 119(1): 49-57.
- Whalen, S.C., 2005. Natural wetlands and the atmosphere, *Environmental Engineering Science*, 22(1): 73-94.
- Yang, J., J. Liu, X. Hu, X. Li, Y. Wang and H. Li. 2013. Effect of water table level on CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions in a freshwater marsh of Northeast China, *Soil Biology and Biochemistry*, 61: 52-60.
- Yavitt, J.B., C.J. Williams, R.K. Wieder. 1997. Production of methane and carbon dioxide in Peatland ecosystems across north America: Effects of temperature, aeration, and organic chemistry of peat, *Geomicrobiology Journal*, 14(4): 299-316.
- Young, M., 2005. *Methane Cycling and Ground Water Sources in Mangrove-dominated Coastal Lagoons, Yucatan Peninsula, Mexico*, Stanford University, Stanford, USA.
- Yu, B., P. Stott, H. Yu and X. Li. 2013. Methane emissions and production potentials of forest swamp wetlands in the eastern great Xing'an Mountains, Northeast China, *Environmental Management*, 52(5): 1149-1160.
- Zhang, C.B., H.Y. Sun, Y. Ge, B.J. Gu, H. Wang and J. Chang. 2012. Plant species richness enhanced the methane emission in experimental microcosms, *Atmospheric Environment*, 62: 180-183.
- Zhang, Y. and W. Ding. 2011. Diel methane emissions in stands of *Spartina alterniflora* and *Suaeda salsa* from a coastal salt marsh, *Aquatic Botany*, 95(4): 262-267.
- Zhuang, G.C., 2014. *Methylotrophic Methanogenesis and Potential Methylated Substrates in Marine Sediment*, Universitat Bremen, Bremen, Germany.