

Mangrove Riau: sebaran dan status perubahan

Yossi Oktorini¹, Eko Prianto², Vini Volcherina Darlis³, Rahmatdillah⁴, Miswadi⁵,
Romie Jhonnerie^{6*}

^{1,3}Jurusan Kehutanan, Fakultas Pertanian, Universitas Riau

^{1,2,4,5,6}Mangrove Research Institute, Pekanbaru

²Jurusan Manajemen Sumberdaya Perairan, Fakultas Perikanan dan Kelautan, Universitas Riau

⁴Abata Karya Nusa, Consultant

⁶Jurusan Pemanfaatan Sumberdaya Perikanan, Fakultas Perikanan dan Kelautan, Universitas Riau

*Koresponden E-mail: romie.jhonnerie@lecturer.unri.ac.id

(Diterima: 27 Agustus 2021 | Disetujui: 28 Desember 2021 | Diterbitkan: 31 Januari 2022)

Abstract: *The need for data and information is an essential issue in sustainable mangrove management. The availability of data from authorized institutions is essential considering the reliability and consistency of the data, both to process techniques and data availability. This study used national mangrove and landcover data produced by the Ministry of Environment and Forestry through online services. 11 data series (2000 – 2019) obtained through the Representational State Transfer (REST) Application Programming Interface (API) service. Application of spatial analysis of vector data through geoprocessing tools and attribute data management to determine the distribution and changes in mangrove cover and the factors that trigger changes. Estimated data indicate a 13.4% decline in mangroves in Riau Province, with an average decline of 2,495.9 hectares/year. Over 98% of mangrove changes into other functions are caused by human behavior towards mangroves; we need a genuine attitude to preserve the mangroves of Riau Province for the future.*

Keywords: mangrove; riau province; mangrove distribution; mangrove changes; landcover

PENDAHULUAN

Mangrove dapat dijumpai di zona intertidal sepanjang pantai tropis (Garcia & Martins, 2021) dan subtropis (Garcia & Martins, 2021), dan memainkan peran penting di zona pesisir dengan menyediakan berbagai jasa ekosistem yang berbeda untuk populasi pesisir (van Oudenhoven *et al.*, 2015). Misalnya, mangrove penting dalam siklus karbon global (Alongi & Mukhopadhyay, 2015) dan pengurangan konsentrasi gas rumah kaca (GRK) di atmosfer (Cameron *et al.*, 2019). Mangrove merupakan penyerap karbon yang efisien dengan menyerap karbon dalam biomasa dan sedimen di atas tanah dan di bawah tanah (Jennerjahn, 2020). Mangrove juga mampu menstabilkan garis pantai (Critchley *et al.*, 2021) dan melindungi tanah dari erosi (Besset *et al.*, 2019). Mangrove juga memberikan kontribusi yang signifikan bagi mata pencaharian penduduk pesisir melalui perikanan (Zu Ermgassen *et al.*, 2020), sumber kayu dan kayu bakar (Rasquinha & Mishra, 2020), dan hasil hutan bukan kayu (Aziz *et al.*, 2016).

Goldberg *et al.* (2020) mengestimasi hilangnya mangrove dunia sebesar 3.363 km² (2,1%) tahun 2000 dan 2016, dengan laju tahunan rata-rata 0,13%. Aktivitas manusia menjadi penyebab utama hilangnya mangrove (62%) dari total area kehilangan mangrove

global. Aktifitas manusia dapat dibagi menjadi: 1) konversi mangrove menjadi lahan berbasis komoditas, diantaranya padi, udang dan kelapa sawit berkontribusi sebesar 47% (1.596 ± 42 km²); 2) konversi lahan menjadi lahan non-produktif sebesar 12% (398 ± 29 km²); 3) konversi menjadi lahan reklamasi untuk permukiman sebesar 3% (96 ± 15 km²). Sisa 38% dari total mangrove yang hilang disebabkan oleh penyebab alami. Erosi garis pantai merupakan persentase kerugian global tertinggi kedua pada 27% (912 ± 41 km²) dan peristiwa cuaca ekstrem menyumbang 11% kerugian (361 ± 31 km²). Indonesia merupakan negara dengan tutupan mangrove terluas di dunia (Bunting *et al.*, 2018; Giri *et al.*, 2011; Spalding *et al.*, 2010) dan mengalami kehilangan mangrove tertinggi terutama karena konversi mangrove menjadi budidaya perikanan (Richards & Friess, 2016). Jika kerusakan ini terus berlanjut, maka akan terjadi hilangnya ekosistem unik yang memiliki multi manfaat secara ekologis, sosial dan ekonomi (Arifanti, 2020).

Sejak tahun 1982 sampai 1992, Provinsi Riau memiliki sekitar 5,9% sampai 14,5% (Sukardjo, 2000). Data terbaru menunjukkan provinsi ini memiliki luas mangrove sebesar 213.459,21 hektar (6,4%) (Rahadian *et al.*, 2019), dari luas dan persentase tersebut menjadikannya sebagai provinsi terbesar ketiga untuk sebaran mangrove di Indonesia. Seperti daerah lainnya, mangrove di Provinsi Riau telah banyak terjadi perubahan kualitas dan kuantitas. Namun literatur yang menguak

fenomena tersebut masih terbatas dan bersifat sporadis (Jhonnerie *et al.*, 2007; Jhonnerie *et al.*, 2014). Keterbatasan tersebut disebabkan oleh sarana dan prasarana yang tersedia serta desiminasi data. Meskipun saat ini infrastruktur desiminasi data dan informasi sangat mendukung, namun banyak pihak membatasinya, sehingga data hanya dapat dilihat tanpa memberikan kesempatan pihak lain untuk menganalisis lebih lanjut (Margono *et al.*, 2016).

Kementerian Lingkungan Hidup dan Kehutanan (KLHK) merupakan salah satu institusi negara yang menyediakan data (peta) digital mangrove, selain beberapa kementerian dan badan negara lainnya (Hartini *et al.*, 2010). Melalui ketersediaan citra satelit Landsat, sejak tahun 2000, KLHK telah memproduksi peta tutupan lahan (termasuk tutupan mangrove) Indonesia dalam interval tiga tahun. Dengan konsistensi teknik pengolahan data dan bersumber dari satu institusi maka data tersebut layak untuk digunakan dalam pemantauan mangrove Provinsi Riau. Tujuan penelitian ini adalah untuk mengetahui sebaran dan status perubahan mangrove di Provinsi Riau selama 19 tahun (2000 – 2019).

BAHAN DAN METODE

Daerah studi berada di Provinsi Riau di Pulau Sumatera, Indonesia (100°00'–105°05' BT dan 01°05' dan 02°25' LS). Iklimnya khas tropis khatulistiwa dengan suhu rata-rata tahunan 22-31 °C dan curah hujan tahunan antara 2.500 dan 3.000 mm. Musim kemarau biasanya dari bulan Juni sampai Oktober, dan musim hujan dari bulan November sampai April/Mei. Penutupan tanah daratan meliputi hutan alam (hutan kering di atas tanah mineral, hutan rawa gambut, dan bakau), perkebunan (kelapa sawit, karet, akasia, kelapa dan lain-lain.), lahan kosong, padang rumput, dan perkotaan. Spesies dominan utama dari hutan rawa gambut alami adalah pohon berdaun lebar yang selalu hijau seperti *Shorea spp.* dan *Swintonia spp.* (Momose & Shimamura, 2002).

Data diperoleh pada laman Forest 2020 Indonesia melalui REST *Application Programming Interface* (API) menggunakan QGIS 3.10.10-A Coruña. Data tersebut diproduksi oleh KLHK berbasis citra satelit Landsat 7 dan 8 (Margono *et al.*, 2016). Forests 2020 adalah sebuah investasi Badan Antariksa Inggris, sebagai bagian dari Program Kemitraan Internasional (*International Partnership Programme*), untuk membantu melindungi dan memulihkan hutan tropis dengan meningkatkan pemantauan hutan di enam negara mitra (termasuk Indonesia) melalui penggunaan citra satelit. Data yang diunduh terdiri dari dua tema yaitu tema mangrove primer (mangrove yang belum mendapatkan gangguan manusia misalnya bekas penebangan, pada beberapa lokasi, hutan mangrove primer berada lebih ke pedalaman) dan mangrove sekunder (mangrove yang telah mendapat gangguan baik berupa

bekas tebangan, alur jalan, tanaman *ex-situ*), meliputi seluruh wilayah Indonesia. Data disimpan dalam format shapefile (.shp), dengan sistem proyeksi peta WGS1984 World Mercator. Seri ketersediaan data sebanyak 11 seri tahun data, yaitu tahun 2000, 2003, 2006, 2009, 2011, 2012, 2013, 2016, 2017, 2018 dan 2019. Tema mangrove primer dan sekunder selanjutnya digabung (*merge*) menjadi satu tema yaitu mangrove. Pada akhirnya dihasilkan 11 tema mangrove yang berasal dari setiap tahun ketersediaan data. Kesebelas data tersebut disatukan melalui operasi spasial union. Data dengan sumber yang sama pernah dimanfaatkan oleh Adrianto *et al.* (2020) untuk mengkaji deforestasi hutan di Indonesia.

Untuk mempermudah pelacakan poligon asal seri tahun data maka setiap seri tahun data diberikan atribut pengenal, melalui persamaan berikut:

$$AT_n = 1 * 10^{-n} \quad (1)$$

AT adalah atribut pengenal seri tahun ke-n; j adalah jumlah seri tahun data; n adalah seri data ke-n. Misalnya tahun 2000, merupakan seri tahun ke satu dan jumlah seri data yang tersedia adalah 11. Maka atribut pengenal data tahun 2000 (seri data pertama) adalah 1000000000 dan atribut pengenal data tahun 2019 (seri data kesebelas) adalah 1. Untuk mengetahui perubahan (penambahan dan pengurangan) luasan dan sebaran mangrove maka seluruh atribut pengenal yang telah dihasilkan tersebut dijumlahkan. Mangrove yang bertambah diindikasikan oleh angka satuan pada bilangan hasil penjumlahan atribut pengenal. Angka 1 pada bilangan tersebut mengindikasikan penambahan dan angka 0 mengindikasikan pengurangan luas dan sebaran mangrove sementara mangrove yang tidak mengalami perubahan sejak tahun 2000 – 2019 diindikasikan oleh bilangan 1111111111.

Perubahan penutupan lahan dari kelas mangrove menjadi penutup lahan lainnya diperoleh melalui *overlay* data mangrove tahun 2000 dengan data penutupan lahan tahun 2019, menggunakan *tool union*.

HASIL DAN PEMBAHASAN

Eksplorasi kayu bakau komersial dimulai selama operasi perusahaan perdagangan Belanda VOC (*Vereenigde Oost-Indische Compagnie*) di Indonesia pada tahun 1700-an. Namun, eksploitasi besar-besaran dimulai pada akhir tahun 1800-an, seiring dengan perdagangan internasional yang berkembang pesat antara Indonesia, Eropa, dan AS serta dengan Singapura sebagai pelabuhan utama. Selama periode ini, masyarakat di sepanjang pantai Riau melakukan penebangan mangrove untuk ekspor tanin ke Eropa dan AS. Ekspor arang, konstruksi, dan kayu bakar ke Singapura (Ilman *et al.*, 2016). Sementara Ilman *et al.* (2011) menyatakan kajian-kajian awal mangrove di Indonesia mulai dari awal abad ke-20, oleh van Bodegom

tahun 1929 tentang 'Hutan banjir di wilayah Riouw dan pinggiran kota' (Giesen *et al.*, 2007).

Sebaran mangrove Provinsi Riau dapat dijumpai di seluruh habitat mangrove yaitu: sepanjang garis pantai (Giri *et al.*, 2011), estuaria (Marley *et al.*, 2020) dan sungai (Daniel & Robertson, 1990). Keseluruhan habitat tersebut merupakan daerah intertidal, yang dicirikan oleh faktor lingkungan yang bervariasi seperti suhu, salinitas, sedimentasi dan arus pasang surut. Daerah pesisir Provinsi Riau merupakan muara bagi empat sungai besar, yaitu: Sungai Rokan, Siak, Kampar dan Indragiri. Sungai-sungai tersebut berkontribusi sebagai penyumbang sedimen yang berasal

dari daratan dalam bentuk suspensi yang kaya akan kandungan nutrisi dan bahan organik sehingga menjadikan substrat yang sesuai untuk pertumbuhan dan perkembangan mangrove lebih baik (Mustafa Kamal *et al.*, 2020). Sementara berdasarkan administrasi, mangrove Provinsi Riau tersebar pada tujuh kabupaten/kota pesisir, yaitu: Indragiri Hilir (104.570,6 hektar), Kepulauan Meranti (27.998,9 hektar), Bengkalis (25.373,4 hektar), Rokan Hilir (21.708,0 hektar), Dumai (4.628,5 hektar), Pelalawan (2.037,9 hektar) dan Siak (296,96 hektar).



Gambar 1. Peta lokasi penelitian, Provinsi Riau dan sebaran mangrove tahun 2019

Pemetaan mangrove global dilakukan Spalding *et al.* (2010); Giri *et al.* (2011); Richards and Friess (2016); Bunting *et al.* (2018). Sementara pemetaan mangrove nasional telah diinisiasi melalui penelitian Martosubroto and Naamin (1977) dan mangrove

Provinsi Riau sudah menjadi perhatian nasional melalui kajian tersebut. Luas mangrove Provinsi Riau berkisar antara 75.000 – 343.750 hektar, berdasarkan perhitungan penelitian sebelumnya (1950 – 2017),

perhitungan lainnya dapat merujuk penelitian Rahadian *et al.* (2019). Sementara penelitian ini memperkirakan luas mangrove Provinsi Riau berkisar antara 186.614,3 – 161.655,5 hektar (mulai tahun 2000 – 2019) (Tabel 1).

Peta sebaran mangrove Riau tersebut masih menyisakan pertanyaan (2000-2016), khususnya pada garis pantai Pulau Sumatera yang hanya dapat dijumpai dari Tanjung Lumba-lumba hingga bagian perkotaan Kota Dumai, selanjutnya mulai dari Tanjung Dato, Kecamatan Mandah Indragiri Hilir hingga perbatasan Provinsi Jambi. Sementara pada garis pantai lainnya mangrove hanya berupa kumpulan kecil hingga tidak dijumpai. Kekontrasan terjadi jika dibandingkan dengan data sebaran mangrove Spalding *et al.* (2010), Giri *et al.* (2011), dan Bunting *et al.* (2018).

Tabel 1. Luas (hektar) mangrove Provinsi Riau dari tahun 1950-an hingga tahun 2019

Tahun	Luas	Sumber
1950'an	343.750,00	Martosubroto dan Naamin (1977)
1990	276.000,00	Choong <i>et al.</i> (1990)
1996	167.334,20	Bunting <i>et al.</i> (2018)
2000	186.614,30	Penelitian ini
2003	183.208,10	Penelitian ini
2006	180.952,10	Penelitian ini
2007	165.293,20	Bunting <i>et al.</i> (2018)
2009	206.292,00	Penelitian ini
2009	165.610,10	Bunting <i>et al.</i> (2018)
2010	97.941,60	Spalding <i>et al.</i> (2010)
2010	166.902,60	Bunting <i>et al.</i> (2018)
2011	141.612,60	Giri <i>et al.</i> (2011)
2012	164.822,90	Penelitian ini
2013	164.616,80	Penelitian ini
2015	165.767,40	Bunting <i>et al.</i> (2018)
2016	169.744,30	Penelitian ini
2016	166.204,40	Bunting <i>et al.</i> (2018)
2017	172.180,30	Penelitian ini
2018	171.198,00	Penelitian ini
2019	161.655,50	Penelitian ini

Perubahan Mangrove

Luas mangrove di Provinsi Riau cenderung menurun dari tahun 2000 hingga 2019. Rata-rata penurunan luas per tahun adalah 2.495,9 hektar. Puncak penurunan mangrove terjadi pada tahun 2009 (perubahan dari tahun 2006 – 2009), sebesar 13.014,20 hektar sementara penambahan luas hanya terjadi pada dua tahun yaitu 2016 (perubahan dari tahun 2013 – 2016) sebesar 5.127,50 hektar dan 2017 (perubahan dari tahun 2016 – 2017) sebesar 2.436,00, dan pada dua

tahun berikutnya terjadi penurunan luas hingga menitik cukup tajam di tahun 2019 (Gambar 2).

Provinsi Riau termasuk salah satu dari tiga provinsi yang paling tereskploitasi mangrovenya berdasarkan kajian sebelumnya luasannya mencapai 400.000 hektar (Silvius *et al.* 1987), namun Ilman *et al.* (2016) mencoba membatasi perhitungannya, sejak tahun 1923 - 1936, 50% mangrove di Riau, Sumatera Utara dan Aceh atau sekitar 200.000 hektar telah mengalami degradasi atau deforestasi. Pada akhir tahun 1970 sebagian besar kawasan mangrove yang terdegradasi tersebut (75%) kemungkinan besar telah direkolonisasi oleh estimasi peneliti-peneliti berikutnya termasuk penelitian ini.

Selama 19 tahun pengamatan, pengurangan luas mangrove (48.038,55 hektar) terjadi lebih besar dibandingkan penambahan luas (15.998,53 hektar). Pengurangan terbesar terjadi di Kabupaten Indragiri Hilir (37,2%) dan Rokan Hilir (35,2%). Sementara penambahan luas mangrove tersebar dijumpai pada kedua kabupaten tersebut. Sementara mangrove yang bertahan berada seluas 145.656,96 hektar, persentase bertahan terbesar berada di Kabupaten Indragiri Hilir (60,7%) dan Kepulauan Meranti (17,5%) (Tabel 2). Hal menarik lainnya adalah perubahan mangrove Kota Dumai, meskipun berdasarkan luas tidak melebihi luas Kabupaten Indragiri Hilir dan Rokan Hilir, namun persentase lokal, Kota Dumai mengalami kehilangan mangrove yang paling tinggi dan kejadian tersebut hanya berlangsung dalam waktu satu tahun (2016-2017).

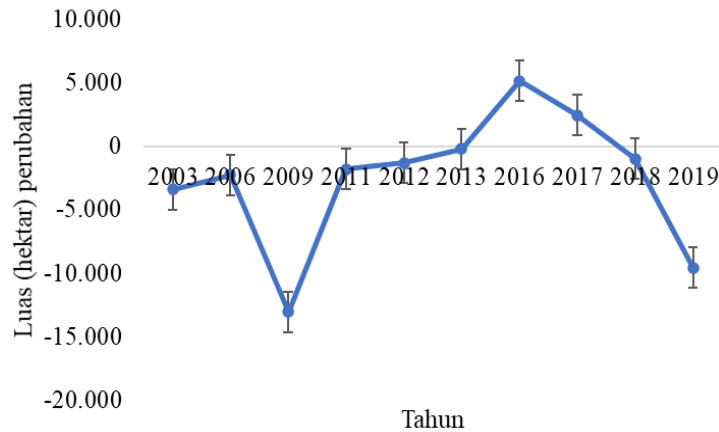
Tabel 2. Luas (hektar) pengurangan, penambahan dan mangrove yang bertahan di Provinsi Riau

Kabupaten	Berkurang	Bertambah	Tetap
Bengkalis	2.514,15	1.83,17	22.488,52
Dumai	5.085,49	313,05	438,17
Indragiri Hilir	17.856,66	6.213,62	88.457,95
Kepulauan Meranti	3.780,40	2.550,62	25.552,46
Pelalawan	1.501,26	816,23	1.427,31
Rokan Hilir	16.904,16	4.012,13	7.003,82
Siak	423,43	258,82	288,72
Jumlah	43.038,35	18.998,53	145.656,96

Mangrove di Provinsi Riau berubah menjadi 12 kelas penutup lahan lainnya (Tabel 3). Perubahan tersebut diakibatkan oleh faktor-faktor antropogenik (lebih dari 98%) (Choong *et al.*, 1990), meskipun pada akhirnya menjadi kelas penutup lahan yang sifatnya alami misalnya badan air, rawa dan hutan rawa sekunder. Perubahan mangrove terbesar menjadi kelas penutup lahan belukar rawa (BR), kemudian diikuti oleh kelas perkebunan (Pn), perkebunan lahan kering campuran (PLkc), sawah (Sh), tanah terbuka (TT), hutan rawa sekunder (HRs), badan air (BA), rawa (Ra),

permukiman (Pn), tambak (Tk) dan perkebunan lahan kering (PLk). Faktor-faktor pemicu perubahan mangrove tersebut dapat dikelompokkan ke dalam: pengembangan tambak, ekspansi dan pengembangan kelapa sawit, pengembangan budidaya pertanian,

pengembangan daerah pantai, penebangan mangrove (*logging*), aktifitas pertambangan, bencana alam (Ilman *et al.*, 2016; Ilman *et al.*, 2011; Richards & Friess, 2016).



Gambar 2. Dinamika perubahan luas mangrove dari tahun 2000 – 2019. Nilai negatif mengindikasikan terjadinya pengurangan luas dan sebaliknya nilai positif mengindikasikan terjadinya penambahan luas. Bar pada grafik mengindikasikan *standar error*.

Mangrove telah dieksploitasi secara sistematis di Indonesia sejak tahun 1800, terutama untuk pengembangan budidaya perikanan air payau (tambak udang) dan untuk pemanenan kayu. Di Sumatera, meskipun masih terdapat hutan bakau yang luas namun kawasan tersebut tidak cocok untuk tambak karena perbedaan tinggi pasang surut yang besar khususnya di Riau (Ilman *et*

al., 2016). Meskipun demikian dengan perkembangan teknologi dan inovasi saat ini luas rata-rata tambak di Provinsi Riau dari data Badan Pusat Statistik dari tahun 2005 – 2016 seluas 1.240 hektar dan sebagian besar telah merubah fungsi mangrove.

Tabel 3. Perubahan mangrove menjadi kelas penutup lahan lainnya, dari tahun 2000 – 2019 di Provinsi Riau

Kabupaten	BA	BR	HRs	HT	Pn	Pa	PLk	PLkc	Ra	Sh	Tk	TT	Jumlah
Bengkalis	29,0	86,1	18,5	20,2		137,6	25,4	907,9			85,7	69,8	2.150,4
Dumai		1.597,5		1.644,0	22,2	432,3		371,4		17,7	36,1	32,4	4.131,4
Indragiri Hilir	3,4	6.921,4			48,5	6.641,2	14,9	2.083,4	38,0	40,3		376,1	13.530,2
Kepulauan Meranti	8,7	775,7	183,9		36,9	425,8		300,6				563,8	2.295,3
Pelalawan		214,8	153,6		2,8	12,8		205,4				18,4	607,8
Rokan Hilir	157,3	6.404,6			13,7	6.139,7		643,4	124,8	834,9		102,0	14.420,3
Siak								1,7				3,2	4,9
Jumlah	198,4	16.775,0	356,0	1.664,2	124,0	10.789,3	40,2	4.513,8	162,8	1.256,0	94,7	1.165,8	

Konversi awal mangrove untuk pertanian adalah untuk perkebunan kelapa dan sawah di lahan basah pasang surut terjadi di sepanjang pantai Kalimantan dan Sumatera Timur (Davie & Sumardja, 1997). Perkebunan kelapa sawit merupakan satu-satunya kegiatan tanaman pertanian skala besar yang saat ini meluas ke wilayah perairan asin tempat tumbuh mangrove. Namun, selama ledakan awal produksi minyak sawit antara tahun 1990 dan 2000, perkebunan kelapa sawit tidak menimbulkan ancaman serius bagi mangrove. Perkebunan (kelapa sawit) berkontribusi terhadap perubahan mangrove di Provinsi Riau sebesar 2% dari tahun 2000 – 2012 (Ramdani & Hino, 2013). Namun jika skenario sekarang ini masih diterapkan maka Ilman *et al.* (2016) memprediksi sebesar 30.000 –

97.000 hektar mangrove akan hilang selama dua dekade ke depan.

Sepanjang pantai timur Sumatera masyarakat lokal aktif memanfaatkan kayu mangrove. Kayu merupakan hasil hutan terpenting yang berasal dari mangrove dan banyak dimanfaatkan sebagai kayu bakar, cerocok dan bahan baku arang oleh penduduk setempat (Miswadi *et al.*, 2017). Famili Rhizophoraceae dibuat menjadi arang di Riau dan diekspor ke Singapura (Choong *et al.*, 1990). Bagi masyarakat lokal tidak banyak pilihan dalam kehidupan sehari-hari dan mangrove menjadi pilihan utama, terutama bahan bangunan, kayu bakar, infrastruktur dan perikanan (Ilman *et al.*, 2016). Diperkirakan sebanyak 287 desa berada kawasan mangrove Provinsi Riau dan aktifitas masyarakat di desa-desa tersebut dapat mempengaruhi

keberadaan mangrove antara 0.05% dan 0.16%. (Prihatna *et al.*, 2006)

Tujuh ibu kota kabupaten di Provinsi Riau berada di daerah pesisir dengan asosiasi infrastruktur seperti jalan, bandar udara, pelabuhan untuk menghubungkan mereka. Perluasan pembangunan menjadi salah satu ancaman utama terhadap mangrove. Pembangunan tidak selalu berdampak langsung seperti halnya eksploitasi kayu, tapi juga dapat menciptakan kerusakan yang lambat dan tidak dapat dipulihkan karena perubahan hidrologi (Ilman *et al.*, 2016). Pada kajian lainnya Yan *et al.* (2017) menambahkan, setelah 30 tahun proses pengembangan lahan, luas lahan konstruksi perkotaan meningkat 3,5 kali lipat di pantai timur Sumatera sementara lahan pertanian, wilayah dengan intensitas pembangunan sedang ke atas masing-masing diperluas dari 22,02%–44,56%, dan hal tersebut mempengaruhi keberadaan mangrove termasuk di Provinsi Riau.

KESIMPULAN

Mangrove Provinsi Riau tersebar sepanjang muara sungai dan garis pantai di tujuh kabupaten/kota. Mulai dari Kabupaten Rokan Hilir (bagian utara) hingga ke Kabupaten Indragiri Hilir (bagian selatan). Selama dua dekade (2000 – 2019) luas dan sebaran mangrove di Provinsi Riau cenderung menurun dari 180.952,1 hektar menjadi 161.655,5 hektar. Rata-rata penurunan luas per tahun adalah 2.495,9 hektar. Penurunan tajam terjadi pada tahun 2009. Pada periode yang sama terjadi pengurangan luas mangrove sebesar 48.038,6 hektar, penambahan sebesar 15.998,5 hektar dan mangrove yang tetap seluas 145.656,96 hektar. Perubahan fungsi mangrove menjadi fungsi lainnya diakibatkan oleh faktor-faktor antropogenik.

Pemetaan mangrove menggunakan data yang lebih baik dan metode yang terukur akan lebih memastikan keberadaan sebaran dan eksistensi mangrove Riau.

UCAPAN TERIMAKASIH

Penulis mengucapkan terima kasih kepada Forest 2020 Indonesia sebagai penyedia data daring, yang digunakan dalam penelitian ini. Ucapan terima kasih disampaikan juga kepada *reviewer* atas komentar yang bijaksana dan konstruktif guna penyempurnaan tulisan ini.

DAFTAR PUSTAKA

Adrianto, H. A., Spracklen, D. V., Arnold, S. R., Sitanggang, I. S., & Syaufina, L. (2020). Forest and Land Fires Are Mainly Associated with Deforestation in Riau Province, Indonesia. 12(1), 3. <https://www.mdpi.com/2072-4292/12/1/3>

Alongi, D. M., & Mukhopadhyay, S. K. (2015). Contribution of mangroves to coastal carbon cycling in low latitude seas. *Agricultural and Forest Meteorology*, 213, 266-272.

<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.10.005>
Arifanti, V. B. (2020). Mangrove management and climate change: a review in Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 487, 012022. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/487/1/012022>

Aziz, A. A., Thomas, S., Dargusch, P., & Phinn, S. (2016). Assessing the potential of REDD+ in a production mangrove forest in Malaysia using stakeholder analysis and ecosystem services mapping. *Marine Policy*, 74, 6-17.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2016.09.013>
Besset, M., Gratiot, N., Anthony, E. J., Bouchette, F., Goichot, M., & Marchesiello, P. (2019). Mangroves and shoreline erosion in the Mekong River delta, Viet Nam. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 226, 106263.

<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106263>
Bunting, P., Rosenqvist, A., Lucas, R. M., Rebelo, L.-M., Hilarides, L., Thomas, N., Hardy, A., Itoh, T., Shimada, M., & Finlayson, C. M. (2018). The Global Mangrove Watch—A New 2010 Global Baseline of Mangrove Extent. *Remote Sensing*, 10(10), 1669. <https://www.mdpi.com/2072-4292/10/10/1669>

Cameron, C., Hutley, L. B., Friess, D. A., & Munksgaard, N. C. (2019). Hydroperiod, soil moisture and bioturbation are critical drivers of greenhouse gas fluxes and vary as a function of landuse change in mangroves of Sulawesi, Indonesia. *Science of The Total Environment*, 654, 365-377. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.092>

Choong, E. T., Wirakusumah, R. S., & Achmadi, S. S. (1990). Mangrove forest resources in Indonesia. *Forest Ecology and Management*, 33-34, 45-57. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(90\)90183-C](https://doi.org/10.1016/0378-1127(90)90183-C)

Critchley, L. P., Bugnot, A. B., Dafforn, K. A., Marzinnelli, E. M., & Bishop, M. J. (2021). Comparison of wrack dynamics between mangrove forests with and without seawalls. *Science of The Total Environment*, 751, 141371.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141371>
Daniel, P. A., & Robertson, A. I. (1990). Epibenthos of mangrove waterways and open embayments: Community structure and the relationship between exported mangrove detritus and epifaunal standing stocks. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31(5), 599-619. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(90\)90015-J](https://doi.org/10.1016/0272-7714(90)90015-J)

Davie, J., & Sumardja, E. (1997). The protection of forested coastal wetlands in Southern Sumatra: a regional strategy for integrating conservation and development. *Pacific Conservation Biology*, 3(4), 366-378. <https://doi.org/10.1071/PC980366>

- Garcia, M. R., & Martins, C. C. (2021). A systematic evaluation of polycyclic aromatic hydrocarbons in South Atlantic subtropical mangrove wetlands under a coastal zone development scenario. *Journal of Environmental Management*, 277, 111421. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111421>
- Giesen, W., Wulffraat, S., Zieren, M., & Scholten, L. (2007). *Mangrove guidebook for southeast asia*. FAO and Wetlands International.
- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L. L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek, J., & Duke, N. (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), 154-159. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00584.x>
- Goldberg, L., Lagomasino, D., Thomas, N., & Fatoyinbo, T. (2020). Global declines in human-driven mangrove loss. *Global Change Biology*, 26(10), 5844-5855. <https://doi.org/10.1111/gcb.15275>
- Hartini, S., Saputro, G. B., & Niendyawati, d. (2010). Review on a national mangrove mapping: Case Study on the Indonesia Mangrove Mapping by BAKOSURTANAL Globe, 12(2), 146-150.
- Ilman, M., Dargusch, P., Dart, P., & Onrizal. (2016). A historical analysis of the drivers of loss and degradation of Indonesia's mangroves. *Land Use Policy*, 54, 448-459. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.010>
- Ilman, M., Wibisono, I., & Suryadiputra, N. (2011). State of the Art Information on Mangrove Ecosystems in Indonesia. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3967.9120>
- Jennerjahn, T. C. (2020). Relevance and magnitude of 'Blue Carbon' storage in mangrove sediments: Carbon accumulation rates vs. stocks, sources vs. sinks. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 107027. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107027>
- Jhonnerie, R., Prianto, E., & Oktorini, Y. (2007). Deteksi perubahan luasan hutan mangrove dengan menggunakan penginderaan jauh dan sistem informasi geografis di Kota Dumai, Provinsi Riau. *Torani*, 17(2), 159-169.
- Jhonnerie, R., Siregar, V., Nababan, B., Prasetyo, L., & Wouthuyzen, S. (2014). Deteksi perubahan tutupan mangrove menggunakan citra Landsat berdasarkan klasifikasi hibrida di Sungai Kembung, Pulau Bengkalis, Provinsi Riau. *Jurnal Ilmu dan Teknologi Kelautan Tropis*, 6, 191-206.
- Margono, B. A., Usman, A. B., Budiharto, & Sugardiman, R. A. (2016). Indonesian's forest resources monitoring. *Indonesian Journal of Geography*, 48(1), 7 - 20. <https://jurnal.ugm.ac.id/ijg/article/download/12496/9041>
- Marley, G. S. A., Deacon, A. E., Phillip, D. A. T., & Lawrence, A. J. (2020). Mangrove or mudflat: Prioritising fish habitat for conservation in a turbid tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 240, 106788. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106788>
- Martosubroto, P., & Naamin, N. (1977). Relationship between tidal forests (mangroves) and commercial shrimp production in Indonesia. *Marine Research in Indonesia*, 18, 81-86. <https://doi.org/10.14203/mri.v18i0.363>
- Miswadi, Ramses & R. Jhonnerie. 2017. Pemanfaatan Kayu Mangrove oleh Masyarakat Suku Asli Sungai Liang Pulau Bengkalis. *Dinamika Maritim*, 1(1): 35-39.
- Momose, K. & T. Shimamura. 2002. Environment and People of Sumatran Peat Swamp Forest I: Distribution and Typology of Vegetation, *South East Asia Study* 40: 72-84.
- Mustafa Kamal, A. H., Hoque, M. M., Idris, M. H., Billah, M. M., Karim, N. U., & Bhuiyan, M. K. A. (2020). Nutrient properties of tidal-borne alluvial sediments from a tropical mangrove ecosystem. *Regional Studies in Marine Science*, 36, 101299. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101299>
- Prihatna, M. S., Nurdiana, A., & Luky, A. (2006). Analisis Ekonomi Alternatif Pengelolaan Ekosistem Mangrove Kecamatan Barru, Kabupaten Barru. *Buletin Ekonomi Perikanan*, 6(3).
- Rahadian, A., Prasetyo, L. B., Setiawan, Y., & Wikantika, K. (2019). Tinjauan historis data dan informasi luas mangrove Indonesia. *Media Konservasi*, 24(2), 163 - 178.
- Ramdani, F., & Hino, M. (2013). Land Use Changes and GHG Emissions from Tropical Forest Conversion by Oil Palm Plantations in Riau Province, Indonesia. *PLOS ONE*, 8(7), e70323. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070323>
- Rasquinha, D. N., & Mishra, D. R. (2020). Impact of wood harvesting on mangrove forest structure, composition and biomass dynamics in India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 106974. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106974>
- Richards, D. R., & Friess, D. A. (2016). Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000–2012. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(2), 344-349. <https://doi.org/10.1073/pnas.1510272113>
- Silvius, M. J., Steeman A. P. J. M., Berczy E. T., Djuharsa E., Taufik A. 1987. *The Indonesian Wetland Inventory. A Preliminary Compilation of Existing Information on Wetlands of Indonesia*. Bogor.
- Spalding, M., Kainume, M., & Collins, L. (2010). *World atlas of mangroves*. British: Routledge, pp 336.
- Sukardjo, S. (2000). Indonesia: mangrove-friendly aquaculture. In J. H. Primavera, L. M. B. Garcia, M. T. Castaños, & M. B. Surtida. *Mangrove-Friendly Aquaculture*. Philippines: SEAFDEC Aquaculture Departement.

- Van Oudenhoven, A. P. E., Siahainenia, A. J., Sualia, I., Tonneijck, F. H., van der Ploeg, S., de Groot, R. S., Alkemade, R., & Leemans, R. (2015). Effects of different management regimes on mangrove ecosystem services in Java, Indonesia. *Ocean & Coastal Management*, 116, 353-367. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.08.003>
- Yan, J., Su, F., & Wang, M. (2017). The development processes and regional differentiation of both banks of the Strait of Malacca during 1980–2010. *Ocean & Coastal Management*, 139, 141-152. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.02.012>
- M., Castellanos-Galindo, G. A., Cunha-Lignon, M., Dahdouh-Guebas, F., Diele, K., Parrett, C. L., Dwyer, P. G., Gair, J. R., Johnson, A. F., Kuguru, B., Savio Lobo, A., Loneragan, N. R., Longley-Wood, K., Mendonça, J. T., Meynecke, J.-O., Mandal, R. N., Munga, C. N., Reguero, B. G., Rönnbäck, P., Thorley, J., Wolff, M., & Spalding, M. (2020). Fishers who rely on mangroves: Modelling and mapping the global intensity of mangrove-associated fisheries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 106975. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106975>
-