

# EKOLOGI REPRODUKSI DAN PERTUMBUHAN IKAN



Editor:  
**MF Rahardjo**

# **EKOLOGI REPRODUKSI DAN PERTUMBUHAN IKAN**

# **EKOLOGI REPRODUKSI DAN PERTUMBUHAN IKAN**

**Editor:**

MF Rahardjo



**Penerbit IPB Press**

Jalan Taman Kencana No. 3

Bogor - Indonesia

**C01/10.2018**

**Judul Buku:**

Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan

**Penulis:**

Tim Penulis

**Editor:**

MF Rahardjo

**Penyunting Bahasa:**

Bayu Nugraha

**Penata Isi dan Desain Sampul:**

Alfyandi

**Sumber Ilustrasi Sampul:**

<https://clipartxtras.com>

**Korektor:**

Aditya Dwi Gumelar

**Jumlah Halaman:**

230 + 14 halaman romawi

**Edisi/Cetakan:**

Cetakan Pertama, Oktober 2018

**PT Penerbit IPB Press**

Anggota IKAPI

Jalan Taman Kencana No. 3, Bogor 16128

Telp. 0251 - 8355 158 E-mail: [ipbpress@ymail.com](mailto:ipbpress@ymail.com)

ISBN: 978-602-440-535-9

Dicetak oleh IPB Press Printing, Bogor - Indonesia

Isi di Luar Tanggung Jawab Percetakan

© 2018, HAK CIPTA DILINDUNGI OLEH UNDANG-UNDANG  
Dilarang mengutip atau memperbanyak sebagian atau seluruh isi buku  
tanpa izin tertulis dari penerbit

# Daftar Kontributor

## **Abdul Hamid**

Jurusan Manajemen Sumberdaya Perairan  
Fakultas Perikanan dan Ilmu Kelautan  
Universitas Halu Oleo  
Kendari  
*abdhamid\_lamun@yahoo.com*

## **Asriyana**

Fakultas Perikanan dan Ilmu Kelautan  
Universitas Halu Oleo  
Jl. HEA Mokodompit Kampus Bumi Tridharma Anduonohu  
Kendari, Sulawesi Tenggara  
*yanasri76@yahoo.com; asriyana@uho.ac.id.*

## **Eko Prianto**

Pusat Riset Perikanan  
Kementerian Kelautan dan Perikanan  
Jl. Pasir Putih 2 Ancol Timur, Jakarta Utara  
*ekobpppu@gmail.com*

## **Emmanuel Manangkalangi**

Jurusan Perikanan  
Fakultas Perikanan dan Ilmu Kelautan  
Universitas Negeri Papua  
Jalan Gunung Salju Amban, Manokwari, Papua Barat, 98314  
*e\_manangkalangi2013@yahoo.com*

## **Gunawan Pratama Yoga**

Pusat Penelitian Limnologi  
Lembaga Ilmu Pengetahuan Indonesia  
Cibinong Science Center - Botanical Garden,  
Jalan Raya Jakarta - Bogor km 46  
Cibinong, Kabupaten Bogor 16911  
*yoga@limnologi.lipi.go.id*

**Haryono**

Pusat Penelitian Biologi  
Lembaga Ilmu Pengetahuan Indonesia  
Cibinong Science Center - Botanical Garden  
Jalan Raya Jakarta - Bogor km 46  
Cibinong, Kabupaten Bogor 16911  
*ikharyono@yahoo.com*

**Jojok Sudarso**

Loka Alih Teknologi Penyehatan Danau  
Jalan Maninjau-Lubuk Basung km 4, Kecamatan Tanjung Raya  
Kabupaten Agam, Sumatera Barat  
*denmaskoyoy@hotmail.com*

**Meria Tirsa Gundo**

Prodi Pendidikan Biologi  
Fakultas Keguruan dan Ilmu Pendidikan  
Universitas Sintuwu Maroso  
Jl. Pulau Timor No.1, Gebang Rejo  
Poso, Sulawesi Tengah, 94612  
*meriatirsagundo@gmail.com*

**MF Rahardjo**

Departemen Manajemen Sumber daya Perairan  
Fakultas Perikanan dan Ilmu Kelautan  
Institut Pertanian Bogor  
Jalan Agatis 1 Kampus IPB Dramaga Bogor 16880  
*mf.rahardjo@gmail.com*

**Nyoman Dati Pertami**

Fakultas Kelautan dan Perikanan  
Universitas Udayana  
Jalan Raya Kampus UNUD, Bukit, Jimbaran,  
Kuta Selatan, Badung-Bali, 80361  
*dati\_pertami@yahoo.co.id*



# Prakata

Pada hakikatnya, kehidupan ikan bergantung kepada tiga hal utama, yaitu sintasan, reproduksi, dan pertumbuhan. Sintasan menggambarkan bagaimana ikan berupaya untuk bertahan dan beradaptasi di habitatnya ketika lingkungan mengalami perubahan. Ikan mengembangkan keturunannya melalui proses reproduksi yang merupakan suatu proses alamiah dalam upaya pengekalan spesies. Ikan melakukan berbagai strategi reproduksi untuk mencapai keberhasilan reproduksi. Di samping reproduksi, pertumbuhan merupakan proses utama dalam hidup ikan yang berkaitan dan saling memengaruhi dengan lingkungan hayati dan nirhayati. Tiga hal utama pada ikan itulah yang menjadi benang merah tulisan antarbab yang terhimpun dalam buku ini.

Kompleksnya faktor lingkungan berkontribusi terhadap proses reproduksi ikan. Bab pertama (Pengaruh lingkungan pada reproduksi ikan) mengetengahkan beberapa faktor lingkungan penting yang dapat memengaruhi proses reproduksi ikan. Faktor lingkungan tersebut, yaitu cahaya, suhu, dan variabel lain seperti siklus bulan, peningkatan level air, salinitas, makanan, dan bahan polutan pengganggu hormon.

Bab berikutnya menguraikan bagaimana reproduksi ikan pada ekosistem rawa banjir. Ikan yang mendiami daerah rawa banjir memiliki strategi reproduksi ikan yang berbeda-beda sebagai bentuk adaptasi terhadap sistem rawa banjir di mana fluktuasi tinggi muka air cepat berubah dan sering kali diikuti oleh kondisi fisik-kimiawi air yang ekstrem. Sebagian besar reproduksi ikan di rawa banjir sangat bergantung pada musim, terutama musim penghujan. Ikan rawa banjir pada umumnya memulai pemijahannya pada awal musim penghujan, hanya beberapa jenis ikan yang mampu bereproduksi sepanjang tahun. Pola pemijahan ikan pada rawa banjir juga sangatlah bervariasi sebagai cerminan upaya adaptasi ikan.

Di perairan rawa banjir reproduksi ikan akan memengaruhi struktur komunitas ikan. Struktur komunitas ikan yang hidup dalam ekosistem rawa banjir sangat dinamis terkait erat dengan karakter habitatnya yang secara musiman berfluktuasi ekstrim dalam hal ketersediaan makanan, tempat perlindungan, oksigen terlarut, serta kepadatan predator dan parasit. Fluktuasi ini

## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan

mengikuti empat fase dalam siklus musiman di daerah rawa banjiran, yaitu fase air dangkal, fase mulai naiknya permukaan air, fase air tinggi (banjir), dan fase air surut. Perubahan fase kedalaman pada gilirannya akan diikuti oleh perubahan struktur komunitas ikan. Perihal ini dibahas dalam Bab ketiga.

Pergerakan ruaya lateral ikan di sungai terkait dengan rawa banjiran termasuk dalam kelompok ruaya potamodromus, yakni perpindahan ikan antarlokasi di dalam lingkungan perairan tawar. Termasuk dalam gerak ruaya potamodromus, selain ruaya lateral adalah ruaya longitudinal, yaitu ruaya ikan dari hulu ke arah hilir dan sebaliknya. Bab keempat menghimpun dan mengkaji informasi mengenai ruaya ikan potamodromous, faktor-faktor atau hambatan yang memengaruhi proses ruaya, dan aspek terkait lainnya. Salah satu faktor yang merintang proses ruaya ikan adalah fragmentasi (pemotongan) badan sungai yang diakibatkan oleh pembangunan bendungan (pintu air dan waduk). Rintangan terhadap jalur ruaya ikan telah diketahui menurunkan keberadaan ikan air tawar.

Pembicaraan tentang ruaya masih dilanjutkan dalam Bab kelima. Dalam bab ini, dikemukakan tentang kelompok ikan amfidromus, yakni kelompok ikan yang melakukan ruaya di alur sungai dari hulu sampai ke tepian laut. Substansi yang dikaji dalam makalah ini, meliputi jenis, persebaran, reproduksi, ruaya, dan potensi penelitian ikan kelompok amfidromus di Indonesia. Diharapkan substansi kajian ini dapat memberikan informasi dan pemahaman tentang ikan kelompok amfidromus sehingga dapat mendorong penelitian ikan ini di Indonesia.

Besarnya populasi ikan dalam suatu perairan, antara lain ditentukan oleh jenis dan jumlah makanan yang tersedia. Makanan merupakan faktor penentu bagi pertumbuhan dan kelangsungan hidup ikan yang kemudian akan memengaruhi persebaran dan kelimpahan populasi ikan di perairan. Agar tumbuh, ikan harus mengambil makanan secara efektif dan mengonversi makanan menjadi jaringan tubuh setelah dikurangi pembelanjaan energi untuk fekal, metabolisme, dan urine. Setiap spesies ikan mengonsumsi jenis makanan yang berbeda-beda, mencakup kualitas dan kuantitas masing-masing makanan. Pada Bab keenam diulas tentang kelompok trofik ikan terkait dengan menu makanan dan kebiasaan makan. Kelompok trofik ikan yang dimaksud, yaitu planktivora, detritivora, herbivora, karnivora, dan omnivora.

Bila pada bab awal telah dibicarakan tentang bagaimana kualitas air berpengaruh terhadap reproduksi, pada bab ketujuh dikemukakan tentang bagaimana pengaruh kualitas air terhadap pertumbuhan ikan, khususnya ikan





## Prakata

sungai. Dalam bab ini, akan diungkapkan faktor-faktor fisik dan kimiawi dalam sistem sungai yang memengaruhi pertumbuhan ikan; di antaranya suhu air, kecepatan aliran air, kekeruhan, tingkat keasaman air (pH), dan konsentrasi gas oksigen terlarut. Proses fisik, kimiawi, evolusi, dan ekologis telah berinteraksi menghasilkan sungai dan bentang alamnya, termasuk biota lokal dan regional. Sungai yang belum terganggu merupakan habitat bagi populasi ikan yang secara alami juga sesuai dengan lingkungan setempat. Kondisi habitat yang masih alami ini akan mendukung proses pertumbuhan ikan.

Banyak ikan yang dalam hidupnya melakukan ruaya dari satu habitat menuju ke habitat lain. Ruaya yang sering dikemukakan dan dijadikan contoh klasik adalah ruaya pemijahan ikan sidat dari sungai ke laut dan ikan salmon dari laut ke sungai. Dua ruaya tersebut merupakan gerak perpindahan habitat secara besar-besaran dan berkelompok. Demikian juga ruaya potamodromus dan amfidromus di sungai sebagaimana diterangkan pada Bab keempat dan kelima. Banyak dorongan yang menjadi alasan mengapa ikan beruaya atau berpindah habitat, antara lain ikan memerlukan jenis makanan yang berbeda seiring dengan pertumbuhannya, dan menghindari risiko pemangsaan seperti habitat pernaungan di mana peluang pemangsaan kecil. Banyak spesies ikan karang yang melakukan perpindahan ontogenetik antara mangrove, padang lamun, dan terumbu karang. Hubungan antara tiga ekosistem ini terkait perpindahan ikan secara panjang lebar dikemukakan pada Bab kedelapan. Perpindahan habitat ontogenetik diartikan sebagai perpindahan habitat seiring dengan pertumbuhan ikan dari stadia larva yuwana dan ikan dewasa.

Masalah pemanasan global sudah menjadi isu utama dunia, termasuk akibat pemanasan global di laut. Pemanasan global telah menyebabkan pemutihan terumbu karang. Bab akhir atau Bab kesembilan menguraikan dampak pemutihan karang pada komunitas ikan yang berasosiasi dengan terumbu karang, serta bagaimana reaksi ikan terhadap pemutihan karang tersebut.

Seluruh sembilan bab yang dikemas dalam buku ini merupakan pemikiran para penulis yang dikembangkan dan dituangkan berangkat dari rangkuman studi pustaka. Setiap bab bermula dari tugas menulis makalah yang diberikan kepada mahasiswa yang mengambil mata kuliah Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan yang diampu penyunting pada Program Studi Pengelolaan Sumber Daya Perairan, Sekolah Pascasarjana, IPB. Makalah yang ditulis tersebut, kemudian didiskusikan dalam kelas. Di antara sekian banyak topik yang didiskusikan



## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan

terdapat sembilan makalah yang mengandung informasi ilmiah menonjol. Sangatlah sayang bila makalah-makalah tadi hanya dibicarakan dan tertahan dalam ruang kelas. Mengapa tidak dihimpun dalam satu buku dan disebarakan di kalangan yang lebih luas? Berangkat dari pemikiran tadi, kemudian penyunting melakukan penyuntingan terhadap isi dan format makalah sehingga tersusun dalam sembilan bab. Sembilan bab inilah yang disatukan dan dikemas dalam satu buku sederhana tentang reproduksi dan pertumbuhan ikan dari sudut ekologi.

Bogor, September 2017

M F R



# Daftar Isi

Daftar Kontributor/Penulis .....	v
Prakata .....	vii
Daftar Isi.....	xi
1 Pengaruh Lingkungan pada Reproduksi Ikan.....	1
<i>Jojob Sudarso</i>	
1.1 Pendahuluan.....	3
1.2 Cahaya.....	4
1.3 Suhu .....	8
1.4 Variabel lain.....	11
1.5 Penutup .....	17
Senarai pustaka .....	18
2 Reproduksi Ikan pada Ekosistem Rawa Banjiran.....	23
<i>Gunawan Pratama Yoga</i>	
2.1 Pendahuluan.....	25
2.2 Daur reproduksi dan faktor lingkungan .....	27
2.3 Strategi reproduksi ikan .....	32
2.4 Pola dan tipe pemijahan.....	37
2.5 Penutup .....	40
Senarai pustaka .....	40
3 Perubahan Musiman Struktur Komunitas Ikan di Rawa Banjiran.....	43
<i>Meria Tirsia Gundo</i>	
3.1 Pendahuluan.....	45
3.2 Karakteristik ekosistem rawa banjiran .....	46
3.3 Kelompok ikan di rawa banjiran .....	49

## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan

3.4	Perubahan struktur komunitas ikan .....	51
3.5	Kajian komunitas ikan rawa banjiran .....	55
3.6	Penutup .....	57
	Senarai pustaka .....	57
4	Ruaya Ikan Potamodromus di Sungai .....	63
	<i>Haryono</i>	
4.1	Pendahuluan .....	65
4.2	Gerak ruaya potamodromus .....	66
4.3	Rintangan ruaya .....	69
4.4	Pengelolaan ikan peruaya .....	73
4.5	Penutup .....	75
	Senarai pustaka .....	75
5	Ikan Amfidromus .....	79
	<i>Abdul Hamid</i>	
5.1	Pendahuluan .....	81
5.2	Jenis dan sebaran ikan amfidromus .....	82
5.3	Reproduksi ikan .....	86
5.4	Ruaya ikan .....	90
5.5	Penelitian ikan amfidromus di Indonesia .....	97
5.6	Penutup .....	100
	Senarai pustaka .....	101
6	Kelompok Trofik Ikan .....	107
	<i>Asriyana</i>	
6.1	Pendahuluan .....	109
6.2	Planktivora .....	110
6.3	Detritivora .....	114
6.4	Herbivora .....	115
6.5	Karnivora .....	117
6.6	Omnivora .....	121



## Daftar Isi

6.7	Peralihan makanan ontogenetik .....	122
6.8	Penutup .....	123
	Senarai pustaka .....	124
7	Pengaruh Kondisi Habitat terhadap Pertumbuhan Ikan di Sungai .....	131
	<i>Emmanuel Manangkalangi, MF Rahardjo</i>	
7.1	Pendahuluan .....	133
7.2	Suhu air .....	135
7.3	Kecepatan aliran air dan kekeruhan .....	139
7.4	Tingkat keasaman air .....	142
7.5	Konsentrasi kelarutan oksigen .....	144
7.6	Penutup .....	148
	Senarai pustaka .....	149
8	Perpindahan Habitat Ontogenetik Ikan di Terumbu Karang .....	163
	<i>Nyoman Dati Pertami, Emmanuel Manangkalangi, MF Rahardjo</i>	
8.1	Pendahuluan .....	165
8.2	Ikan terumbu karang versus ikan yang hidup di terumbu karang .....	166
8.3	Ruaya dan daur hidup ikan di terumbu karang .....	167
8.4	Perpindahan habitat ontogenetik ikan .....	171
8.5	Perpindahan skala mesohabitat .....	174
8.6	Perpindahan skala makrohabitat .....	184
8.7	Penutup .....	187
	Senarai pustaka .....	187
9	Efek Pemutihan Karang terhadap Komunitas Ikan .....	203
	<i>Eko Prianto</i>	
9.1	Pendahuluan .....	205
9.2	Komunitas terumbu karang .....	206
9.3	Pemutihan karang .....	208
9.4	Efek pemutihan karang .....	210



## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan

9.5 Upaya mitigasi .....	219
9.6 Penutup .....	220
Senarai pustaka .....	220
Indeks Nama Spesies .....	225



1

PENGARUH LINGKUNGAN  
PADA REPRODUKSI IKAN

Jojok Sudarso



## 1.1 Pendahuluan

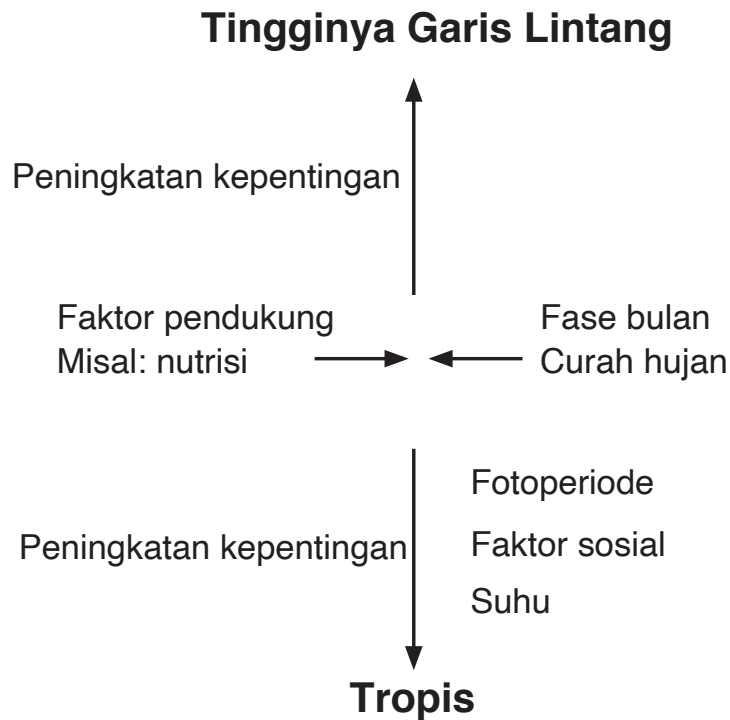
Pengaruh faktor lingkungan eksternal pada siklus reproduksi ikan telah sering dikaji hingga saat ini (Bachman dan Rand 2008; Kahl *et al.* 2008; Malcolm *et al.* 2008; Ortega-Garcia *et al.* 2008; Susilo *et al.* 2009). Reproduksi pada ikan diketahui bersifat siklis dan dilakukan pengaturan guna menjamin kelangsungan hidup keturunannya (Bayarri *et al.* 2004). Ikan secara umum menunjukkan aktivitas reproduksi musiman yang lebih dicerminkan oleh pengaruh posisi garis lintang dan amplitudo variasi musiman. Hal ini dapat ditafsirkan sebagai mekanisme untuk memastikan menetasnya larva pada kondisi lingkungan yang mengoptimalkan peluang spesies tersebut agar tetap tumbuh dan sintas (*survive*) (Pankhurst dan Porter 2003). Oleh karena itu, anakan ikan yang berada di posisi garis lintang lebih tinggi, biasanya memulai makan kali pertama ketika suhu dan panjang hari meningkat, yaitu pada saat musim semi. Namun, produktivitas spesies tropis, maupun subtropis lainnya meningkat ketika musim hujan atau adanya pergerakan arus laut (Bromage *et al.* 2001).

Waktu perkembangan dan kedewasaan ikan secara umum dipengaruhi oleh sinkronisasi terhadap perubahan musim/iklim, panjang hari, cukupnya pasokan makanan, maupun feromon (Bromage *et al.* 2001). Ketidaktepatan dalam masa reproduksi, biasanya akan tampak nyata pada daerah dengan posisi lintang yang lebih tinggi, di mana siklus reproduksinya menjadi lebih pendek dan cenderung dipengaruhi oleh musim. Namun pada spesies ikan teleostei tropis, aktivitas reproduksinya lebih banyak dipengaruhi oleh suhu dibandingkan dengan fotoperiode. Derajat kepentingan faktor lingkungan dalam memberikan kontribusi bagi ekologi reproduksi ikan di daerah beriklim sedang (*temperate*), maupun tropis secara rinci ditampilkan pada Gambar 1-1. Kompleksnya faktor lingkungan yang berkontribusi terhadap reproduksi, mendorong para ilmuwan untuk mengkaji lebih dalam tentang faktor lingkungan apa yang mengatur siklus reproduksi antara spesies yang beriklim sedang, maupun tropis (Pankhurst dan Porter 2003).

Pandangan umum mengenai faktor isyarat lingkungan selama perkembangan reproduksi, biasanya dapat teramati secara fisiologis dan pada skala temporal dapat terdeteksi guna menghasilkan perubahan endokrin yang mendorong terjadinya proses reproduksi. Bab ini mengetengahkan beberapa faktor lingkungan penting yang dapat memengaruhi proses reproduksi ikan.







Gambar 1-1 Derajat kepentingan masing-masing variabel lingkungan dalam mengatur aktivitas reproduksi pada ikan teleostei (modifikasi dari Pankhurst dan Porter 2003)

## 1.2 Cahaya

Cahaya dalam bentuk intensitas, kualitas, dan fotoperiode sangat bervariasi dan dapat berubah dalam rentang waktu yang lebar dan sering kali sangat cepat. Cahaya menunjukkan karakteristik menarik di perairan karena menyangkut 'kualitas' (menunjukkan perbedaan panjang gelombang yang diserap oleh air), 'kuantitas' (perbedaan intensitas), dan 'periodesitas' (menyangkut siklus harian yang berbeda-beda musimnya menurut posisi garis lintang) yang harus dipertimbangkan dalam menentukan pertumbuhan dan perkembangan ikan.

Fotoperiode sering dilihat sebagai faktor lingkungan utama dalam menentukan perkembangan masa reproduksi (Bromage *et al.* 2001), waktu *circadian* dalam mendapatkan makanan (Spieler 2001), sistem kekebalan tubuh (Leonardi dan Klempau 2003), dan variabel lainnya yang dianggap mampu menjelaskan sinyal harian. Oleh karena itu, sangat beralasan untuk menerima pandangan secara umum yang menyebutkan bahwa fotoperiode memiliki peran utama dalam keseluruhan penahanan siklus reproduksi dan pengaruhnya paling



Pengaruh Lingkungan pada Reproduksi Ikan  
~ Jojok Sudarso ~

kuat di daerah dengan garis lintang lebih tinggi (sinyal panjang hari musim paling kuat). Ikan salmon merupakan salah satu contoh yang bagus guna menggambarkan bagaimana fotoperiode mengendalikan keseluruhan jalannya siklus reproduksi. Ada kemungkinan bahwa fotoperiode juga merupakan faktor pengatur penting lainnya dalam sistem yang berada di lingkungan beriklim sedang yang hangat, maupun tropis. Manipulasi dalam fotoperiode di laboratorium dapat menginduksi perkembangan gonad spesies ikan tropis, namun fotoperiode sebagai variabel di lingkungan alami masih terus dikaji peranannya (Gambar 1-1).

Pengaruh fotoperiode pada reproduksi ikan dikemukakan oleh Bromage *et al.* (2001). Mereka menyebutkan bahwa ikan yang terpapar oleh siklus cahaya musiman dengan periode waktu yang lebih pendek dari satu tahun, akan memijah 3–4 bulan lebih awal dibandingkan dengan ikan kontrol yang berada pada kondisi lingkungan sekitar (*ambient*). Pemijahan ikan *rainbow trout* (*Oncorhynchus mykiss*), salmon pasifik (*Oncorhynchus* sp.), dan halibut atlantik (*Hippoglossus hippoglossus*) menunjukkan adanya keterlambatan jika fotoperiode musimannya lebih panjang dari satu tahun (Pankhurst dan Porter 2003).

Kebutuhan perbedaan panjang hari pada suatu rezim fotoperiode buatan menunjukkan adanya variasi waktu yang dibutuhkan bagi perkembangan gonad, dewasa, dan pemijahan. Panjang pendeknya panjang hari, umumnya digunakan dalam program perkembangan reproduksi berbagai ikan. Sebagai contoh: ikan *stickleback* (*Gasterosteus maculeatus*) dan ikan siprinid kecil lain yang memiliki siklus dewasa relatif pendek dan memijah saat musim semi atau permulaan musim panas merespon positif kepada panjang hari terang (L) 16 : gelap (D) 8. Ikan *rainbow trout* (*Oncorhynchus mykiss*) yang dipaparkan 18L : 6D pada bulan Januari hingga Mei yang diikuti dengan reduksi 6L : 18D yang dilakukan secara tiba-tiba akan memijah 3–4 bulan lebih awal dibandingkan dengan ikan yang hidup padaperlakuan kontrol. Ikan nila, *Oreochromis niloticus* yang dipaparkan dengan panjang hari berbeda (18L : 6D, 12L : 12D, 6L : 18D, dan 24 L) menunjukkan bahwa 18L : 6D paling efektif dalam meningkatkan produksi telur. Ikan yang dibudidayakan dalam fotoperiode pendek (6L : 18D dan 12L : 12D) menunjukkan peningkatan bobot tertinggi dan rendahnya fekunditas (Campos-Mendoza *et al.* 2003).

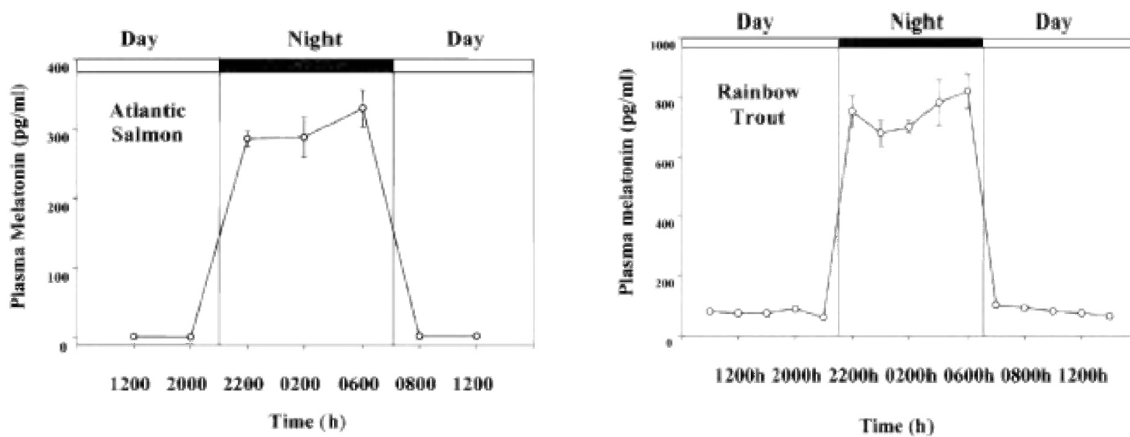
Bagaimana peran fotoperiode pada perkembangan larva ikan telah banyak dipelajari lebih lanjut. Sebagai contoh, Canavate *et al.* (2006) mengkaji pengaruh fotoperiode terhadap larva ikan lidah (*Solea senegalensis*). Sintasan larva



dapat mencapai 74,5; 81,1; dan 80% ketika dipaparkan dengan fotoperiode 14L : 10D, 10D : 14L, dan 24L : 0D berturut-turut. Tidak ada keabnormalan yang terlihat pada larva ikan yang dipaparkan pada 14L : 10D maupun yang lainnya.

Pengaruh fotoperiode pada reproduksi tidak terlepas dari pengaruh sistem hormonal. Beberapa penelitian yang dilakukan tentang pengaruh fotoperiode terhadap sistem hormonal dan hormon, apa saja yang terlibat secara rinci dapat dilihat pada penjelasan di bawah ini. Sebagai contoh: penelitian pada ikan salmon tentang transduksi hormonal oleh sinyal fotoperiode terjadi melalui efek penghambatan cahaya pada sintesis hormon indolamin melatonin dan kelenjar pineal (Porter *et al.* 1998, Bromage *et al.* 2001).

Boeuf dan Le Bail (1999) menyebutkan bahwa ikan menerima informasi cahaya melalui fotoreseptor di dalam retina maupun pineal. Melatonin merupakan hormon yang disintesis oleh sel pineal dan retina yang berhubungan dengan siklus harian terang-gelap. Penelitian yang dihasilkan menggambarkan sekresi melatonin selama *scotophase* (fase gelap dalam siklus terang dan gelap) dengan meningkatnya plasma melatonin pada malam hari secara langsung memberikan dampak fisiologis karena pengaruh panjang hari.



Gambar 1-2 Kecenderungan peningkatan plasma melatonin pada ikan salmon atlantik dan *rainbow trout* pada malam hari (modifikasi dari Bromage *et al.* 2001)

Gambar 1-2 memperlihatkan meningkatnya plasma melatonin secara signifikan terjadi dari pukul 11 malam hingga pukul 6 pagi dan akan turun pada siang harinya. Hal yang masih belum dapat dipahami adalah di



Pengaruh Lingkungan pada Reproduksi Ikan  
~ Jojok Sudarso ~

mana mekanisme sinyal melatonin ditransduksi menjadi sinyal endokrin reproduksi. Fotomanipulasi menghasilkan perubahan dalam ekspresi gen hipotalamus *gonadotropin releasing hormone* (GnRH) dan kandungannya (Amano *et al.* 1995, Davies *et al.* 1999), tetapi peran melatonin dalam memodulasi aktivitas GnRH menghasilkan neuron masih belum dipahami secara baik. Penentuan hubungan antara sekresi melatonin dan peristiwa reproduksi masih menjadi salah satu tantangan hingga saat ini guna memahami kontrol fotoperiode pada siklus reproduksi (Bromage *et al.* 2001).

Bayarri *et al.* (2004) melakukan penelitian mengenai pengaruh manipulasi fotoperiode pada ritme harian melatonin dan hormon reproduksi lainnya, seperti hipofisis sbGnRH, hipofisis LH dan plasma LH, testosteron (T), dan 11-ketotestosterone (11-KT) pada ikan *sea bass* (*Dicentrarchus* sp.). Ikan tersebut didistribusikan ke dalam dua kelompok, satu kelompok di bawah fotoperiode panjang hari konstan (18L : 6D) dan yang lainnya di bawah fotoperiode alami (9L : 15D) saat musim dingin. Fotoperiode sangat memengaruhi profil melatonin harian sehingga melatonin meningkat pada kelompok kontrol akibat meningkatnya durasi malam dibandingkan kelompok yang dipaparkan fotoperiode buatan (18L : 6D). Ritme harian profil hipofisis sbGnRH pada kedua kelompok menunjukkan tingkat terendah selama periode gelap. Ritme harian hipofisis LH terdeteksi pada kelompok kontrol di bawah pengaruh fotoperiode panjang. Pengamatan pada plasma LH harian menunjukkan konsentrasi tertinggi ditemukan dalam fase gelap di kedua kelompok, meskipun profil ini dapat berubah oleh cahaya buatan dan tetap mempertahankan hubungan antara munculnya melatonin dan plasma LH saat malam hari di kedua kelompok. Plasma T menunjukkan fluktuasi yang signifikan dalam siklus harian yang mengikuti pola sinusoidal saat matahari terbit di kedua kelompok tanpa terpengaruh oleh rezim cahaya. Plasma 11-KT variasi hariannya menunjukkan tidak berbeda signifikan pada ikan di dua kelompok tersebut.

Penggunaan cahaya buatan guna memajukan dan menunda pemijahan ikan *rainbow trout* (*Oncorhynchus mykiss*) telah menjadi alat yang penting dalam mengatur produksi telur sepanjang tahun. Namun, hasil modifikasi dengan jalan memajukan fotoperiode ini menyebabkan ikan tersebut mengalami pematangan/pendewasaan pada stadia yang lebih awal dan sebagai akibatnya, sedikit ikan yang mencapai status energetik, ukuran, atau tahap perkembangan yang dibutuhkan guna terjadinya pematangan secara utuh atau semestinya (Bromage *et al.* 2001).



Ditengarai peran hormon yang terlibat dalam pengendalian pertumbuhan dan metabolisme energik (IGF-I) yang memainkan peran kunci dalam permulaan dan waktu pubertas. Di bawah simulasi fotoperiode alami (SNP) dan regim cahaya yang lebih maju (ADV) (18L : 6D diikuti 6L : 18D) menunjukkan 63% dan 29% dari populasi mencapai dewasa berturut-turut, namun pemijahan lebih lama enam bulan di bawah rezim ADV. Ikan yang dipelihara di bawah kondisi ADV secara signifikan berbeda dalam pola sirkulasi plasma IGF-I dibandingkan dengan ikan di bawah kondisi SNP. Plasma IGF-I dipertahankan pada tingkat yang lebih tinggi selama empat bulan di bawah SNP dibandingkan dengan ikan yang ada di ADV (Taylor *et al.* 2003).

### 1.3 Suhu

Suhu telah diketahui berfungsi sebagai parameter lingkungan yang penting dan berpengaruh pada perkembangan sistem reproduksi dan waktu pemijahan ikan, perkembangan embrio, waktu penetasan, asupan makanan (King dan Pankhurst 2004), dan pertumbuhan ikan (Effendie 2002). Suhu juga berperan memengaruhi *smolting*, ruaya, dan ketahanan terhadap penyakit (Myrick dan Cech 2000, Malcolm *et al.* 2008).

Proses pendewasaan banyak ikan kelompok siprinid dan spesies tropis maupun subtropis lainnya banyak dipengaruhi oleh suhu (Bromage *et al.* 2001). Fielder *et al.* (2005) menyebutkan bahwa pertumbuhan larva ikan biasanya akan meningkat sejalan dengan meningkatnya suhu. Ikan yang hidup di daerah beriklim sedang ketika suhu air di bawah 10°C, akan berhenti mengambil makanan atau hanya mengambil makanan sedikit guna mempertahankan kondisi tubuh sehingga pertumbuhan ikan umumnya akan terhenti atau lambat sekali. Di daerah tropis, ikan berada pada kisaran suhu yang optimum untuk pertumbuhan sehingga ikan dapat mencapai ukuran 30 cm dengan bobot 1 kg dalam kurun waktu satu tahun (Effendie 2002). Larva ikan *Australian snapper*, *Pagrus auratus* pada suhu 24°C (4,8 ± 2 mg bobot basah) akan meningkat enam kali lebih berat daripada larva yang dipelihara pada suhu 15°C (Fielder *et al.* 2005).

Suhu dapat bertindak sebagai faktor lingkungan sekunder yang berinteraksi dengan sinyal fotoperiode sehingga dapat menyelaraskan tahap akhir perkembangan reproduksi dengan kondisi lingkungan yang optimal (Pörtner *et al.* 2001, Pankhurst dan Porter 2003). Pada saat musim gugur,



Pengaruh Lingkungan pada Reproduksi Ikan  
~ Jojok Sudarso ~

adanya penurunan suhu pada ikan salmon dapat menjadi komponen penting dalam suksesnya reproduksi (Pankhurst *et al.* 1996). King dan Pankhurst (2004) menyebutkan bahwa hangat atau dinginnya suhu ketika musim gugur dapat menghambat atau memajukan waktu ovulasi.

Suhu air 29,97–32,81°C dapat mematikan sebagian besar juvenil salmon (hanya bertahan hidup kurang dari 10 menit) dan hewan tersebut dapat menoleransi suhu kronis (50% kematian selama 7 hari) pada suhu kurang dari 27,51 dan 24,66°C. Respons kurva pertumbuhan-suhu pada ikan salmon menunjukkan pertumbuhan nol terjadi pada suhu -6°C, terjadi peningkatan linier pada suhu 6–16°C, dan akan mengalami penurunan pada suhu 16–22,5°C (Malcolm *et al.* 2008). Pörtner *et al.* (2001) menyebutkan bahwa kinerja pertumbuhan ikan *cod* (*Gadus morhua*) akan mencapai optimal pada suhu 10°C. Namun di antara spesies tropis, suhu nampaknya memiliki peran yang lebih dominan meskipun ada kenyataan bahwa variabilitas suhu tahunan relatif kecil dan pengaruh interaksinya dengan fotoperiode mungkin masih belum jelas (Hilder dan Pankhurst 2003).

Pengaruh suhu yang lebih tinggi pada proses pendewasaan dan pemijahan ikan *rainbow trout* telah dikaji oleh Pankhurst *et al.* (1996). Telur dihasilkan secara normal pada suhu 15°C, namun akan mengalami penurunan di atas suhu tersebut. Tidak ada telur dan anakan ikan *rainbow trout* yang dapat bersintas ketika dipelihara di atas suhu 15°C. Pengaruh suhu tinggi juga dilaporkan dapat menghambat proses ovulasi dan menurunkan fertilitas anakan ikan *sturgeon* (*Acipenser transmontanus*) yang dipelihara pada suhu konstan 15°C dan 18°C (Webb *et al.* 1999). Suhu di atas 12°C dan 16°C dapat menghambat kedewasaan ikan *Artic charr* (*Salvelinus alpinus*) dan di atas 6°C dapat menurunkan produksi telur dan sintasan larva ikan halibut atlantik (*Hippoglossus hippoglossus*) (Brown *et al.* 2006). Begitu juga untuk ikan salmon, suhu air di atas 14°C menghambat ovulasi ikan salmon atlantik (*Salmo salar*). Keseluruhan pengaruh suhu air tersebut di atas menunjukkan pengaruh langsung pada perkembangan gonad (Bromage *et al.* 2001).

Ikan kakap/*sparid* (*Pagrus auratus*) yang berasal dari Selandia Baru menunjukkan ledakan populasinya baru muncul ketika fotoperiode meningkat, namun terdapat variasi suhu air antara 3–4 minggu saat terjadi permulaan pemijahan tahunan (musim semi). Ikan tersebut membutuhkan fotoperiode



relatif konstan (12L : 12D) sepanjang tahun guna memijah saat musim semi dan responss terhadap kenaikan suhu air lingkungan sekitar (*ambient*) tahunan di atas 16°C (Pankhurst dan Porter 2003).

Interaksi antara suhu dan fotoperiode menjadi sinyal endokrin masih belum dapat dipahami secara baik. Hal tersebut mungkin berkaitan dengan efek modulasi suhu pada sekresi hormon melatonin. Pada kondisi suhu yang lebih tinggi, plasma melatonin biasanya mencapai puncaknya saat malam hari, namun pada ikan *rainbow trout* plasma melatoninnya lebih besar pada suhu yang lebih rendah dan cenderung terlepas dari pengaruh fotoperiode (Bromage *et al.* 2001). Keterkaitan interaksi antara suhu dengan fotoperiode relatif belum menampakkan kejelasan karena efek variabel tersebut belum memberikan gambaran yang akurat tentang proses kontrol secara alami. Studi pada ikan salmon menunjukkan fotoperiode mengatur aktivitas reproduksi pada ketiadaan variasi suhu (Bromage *et al.* 2001). Pada contoh kasus tersebut, bukan berarti suhu tidak berperan penting dalam mengatur perkembangan reproduksi secara normal. Kondisi itu muncul karena selama percobaan dilakukan pada kondisi suhu yang terkendali dan ikan akan menanggapi isyarat/sinyal fotoperiode yang tersedia.

Peningkatan suhu pada spesies ikan yang memijah ketika musim semi dapat memengaruhi laju reaksi proses endokrin yang memiliki peran utama dalam masa reproduksi (Pankhurst dan Porter 2003). Namun, hal ini masih belum dapat menjelaskan pengaruh pengaturan hormonal pada spesies yang memijah ketika musim gugur. Tampaknya fluktuasi suhu dalam menghasilkan variasi ekspresi gen dan aktivitas protein merupakan tahap kritis dalam pembentukan hormon endokrin. Sebagai contoh, peningkatan suhu yang berkepanjangan saat musim gugur dapat menghambat kapasitas *rainbow trout* guna memproduksi hormon 17,20  $\beta$ -dihydroxy-4-pregnen-3-1 sebagai responss terhadap GnRH eksogen. Percobaan dengan ikan salmon atlantik menunjukkan adanya gangguan ekspresi atau aktivitas enzim 20 $\beta$ -hidroksisteroid dehidrogenase (Pankhurst dan Porter 2003). King dan Pankhurst (2004) menunjukkan pengaruh suhu pada *luteinizing hormone releasing hormone analog* (LHRHa) dapat memacu dan sinkronisasi ovulasi ikan salmon atlantik ketika berada pada suhu normal (3–10°C). Namun, responss endokrin pada salmon atlantik untuk pemeliharaan LHRHa pada suhu tinggi tampaknya masih belum jelas terlihat. Pemaparan pada suhu tinggi (12–18°C) dapat menyebabkan keterlambatan sekresi hormon endokrin. Respons ovulasi ikan *rainbow trout* terjadi karena injeksi LHRHa.



Pemijahan yang dilakukan pada saat musim semi dapat dirangsang oleh peningkatan suhu air yang berpengaruh pada pola *steroidogenesis*. Pematangan akhir gonad saat pemijahan pada musim semi cenderung disebabkan oleh efek akut peningkatan suhu pada jangka waktu yang relatif singkat dan hal ini mungkin timbul dari efek termal pada aktivitas aromatase P-450 (arom). Ada bukti bahwa kegiatan arom akan dihambat oleh suhu tinggi (Devlin dan Nagahama 2002). Kebanyakan studi telah membahas dampak arom dan perannya dalam penentuan seks pada saat larva maupun juvenil. Peningkatan suhu pada saat musim gugur dapat mengurangi kandungan plasma  $17\beta$ -estradiol (E2) pada ikan salmon atlantik dewasa. Efek ini muncul setidaknya berasal dari sebagian penghambatan termal pada aktivitas arom gonad. Beberapa efek penghambatan sekresi E2 cenderung menghasilkan akumulasi plasma dari prekursor testosteron (T) yang memiliki efek dalam menstimulasi sintesis hipofisis dan pelepasan pematangan gonado-tropin (LH) (Pankhurst dan Porter 2003).

## 1.4 Variabel lain

Beberapa variabel lingkungan lainnya yang ditengarai dapat memengaruhi kemampuan reproduksi ikan, antara lain: siklus bulan, peningkatan level air, salinitas, makanan, dan bahan polutan pengganggu hormon (*endocrine disrupter*). Pada uraian berikut dijelaskan beberapa variabel tersebut dalam mengatur aktivitas reproduksi ikan.

### Siklus bulan

Siklus bulan diyakini dapat mengatur peristiwa pemijahan banyak spesies laut yang bertepatan dengan saat musim semi terkait dengan pasang dan tingginya aliran arus air guna memaksimalkan transpor telur dan larva yang baru menetas menjauhi pemangsa yang banyak terdapat di dekat lingkungan karang (Pankhurst dan Porter 2003). Beberapa peneliti yang telah mengkaji pengaruh siklus bulan terhadap beberapa reproduksi ikan misalnya *rainbow trout* (Farbridge dan Leatherland 1987), dan *forktail rabbit* (*Siganus* sp.) (Rahman *et al.* 2003), maupun pengaruhnya pada hasil tangkapan ikan misalnya *marlin* (*Makaira indica*) (Ortega-Garcia *et al.* 2008), *blue shark* (*Prionace glauca*), *shortfin mako shark* (*Isurus oxyrinchus*), dan *yellowfin tuna* (*Thunnus albacares*) (Lowry *et al.* 2007).





Hasil penelitian yang dilakukan Rahman *et al.* (2003) terhadap ikan *forktail rabbit* menunjukkan selama musim reproduksi (April–Juli) indeks kematangan gonad ikan tersebut mengalami peningkatan dan penurunan mulai terjadi setelah bulan seperempat akhir. Pada ikan betina, oosit dengan kuning telur meningkat dalam hal jumlah, maupun ukurannya saat bulan seperempat pertama. Oosit mencapai tahap perkembangan kuning telur tersier pada saat bulan purnama dan tahap pematangan pada saat bulan seperempat akhir. Pada ikan jantan spermatozoa dalam testis meningkat pesat ketika bulan purnama hingga bulan seperempat akhir. Hasil penelitian ini menunjukkan vitellogenesis/spermatogenesis berlangsung dari bulan baru hingga bulan seperempat pertama dan pematangan oosit/sperma terakhir terjadi pada saat sekitar bulan seperempat akhir.

Diabaikannya fluktuasi suhu air dan fotoperiode dapat menyebabkan spesies ikan di lingkungan tropis memanfaatkan faktor lingkungan tambahan untuk memulai kegiatan reproduksi. Penelitian yang dilakukan oleh Susilo *et al.* (2009) menunjukkan ikan beronang (*Siganus guttatus*) yang berasal dari Kepulauan Karimun Jawa memulai kegiatan reproduksi secara konsisten pada periode transisi musim hujan dan kemarau yang terkait dengan isyarat lingkungan tropis muson. Indeks kematangan gonad spesies pada awalnya meningkat selama bulan Maret–Mei dan bulan September–November. Seiring dengan peningkatan kuning telur dan oosit di ovarium menunjukkan perkembangan ovarium terjadi dua kali setahun. Penelitian ini tidak sama dengan temuan sebelumnya pada spesies yang sama yang hidup di garis lintang lebih tinggi dalam awal reproduksi yang lebih dipengaruhi oleh peningkatan fotoperiode dan suhu air. Kondisi ini menunjukkan kelenturan ikan berkaitan dengan faktor-faktor lingkungan yang ada di dalam habitat. Sinkronisasi pemijahan terjadi dua kali selama musim reproduksi dan diulang antara siklus bulan baru (bulan gelap) dan seperempat bulan pertama. Periodesitas disini konsisten dengan ritme pemijahan ikan *Siganus guttatus* yang dapat melihat isyarat dari bulan dalam mensinkronkan pemijahan.

### Fluktuasi air

Curah hujan dan kaitannya dengan peningkatan muka air di lingkungan air tawar tropis berhubungan dengan perkembangan reproduksi banyak spesies ikan sungai. Dampak fluktuasi muka air pada komunitas spesies telah dipelajari secara luas di sungai, danau maupun waduk. Komunitas ikan dipengaruhi oleh fluktuasi



muka air terutama pada bagian zona litoral, tetapi dapat juga di bagian seluruh ekosistem danau atau laut. Spesies ikan memiliki strategi yang berbeda dalam menanggapi ketersediaan habitat yang terbatas pada saat periode muka air rendah (Kahl *et al.* 2008). Adanya kondisi tersebut menyebabkan perkawinan spesies ikan yang bertelur di daerah litoral dapat mengalami gangguan oleh tingkat fluktuasi air (Sutela dan Vehanen 2008). Sebagai contoh ikan *largemouth bass* (*Micropterus salmoides*) dapat terdorong untuk memijah ketika muka air meningkat dan dilakukan pada saat musim pemijahan. Begitu juga ikan *roach* (*Rutilus rutilus*) yang hidup di bagian litoral memanfaatkan habitat tersebut untuk memijah dan tempat berlindung dari pemangsa. Oleh karena itu, fluktuasi muka air dapat memengaruhi keberhasilan perekrutan ikan *roach* dan ketersediaan habitat untuk perlindungan bagi juvenil *roach* (Kahl *et al.* 2008).

Pengaruh aliran air pada pemijahan ikan juga telah dikaji oleh Kitamura dan Kobayashi (2003). Kedua peneliti tersebut menggunakan ikan medaka (*Oryzias latipes*) yang dipaparkan dengan aliran arus air. Laju pemijahan ikan *medaka* terlihat menurun ketika dipaparkan pada kecepatan arus 11 cm det<sup>-1</sup>. Ketika kecepatan arus ditingkatkan hingga 46 ± 2,1 cm det<sup>-1</sup> kemampuan renang pada ikan dewasa sudah tidak dapat mempertahankan posisinya.

## Salinitas

Ekosistem muara dan pesisir biasanya telah mengalami berbagai tekanan, baik secara alami maupun antropogenik. Dua faktor terpenting yang berpengaruh pada fungsi secara keseluruhan adalah waktu dan kualitas masukan air tawar yang kemudian memengaruhi rezim salinitas. Salinitas dianggap menjadi salah satu faktor lingkungan utama yang memengaruhi pertumbuhan dan kelangsungan hidup organisme akuatik karena dapat memengaruhi proses fisiologis dan ekologis (Bachman dan Rand 2008). Pengaruh salinitas pada waktu perkembangan reproduksi ikan relatif masih minim dijumpai. Hal ini sangat menarik untuk dikaji, karena banyak ikan yang melakukan ruaya dari laut ke perairan tawar maupun sebaliknya dalam bereproduksi. Penelitian yang dilakukan oleh Haddy dan Pankhurst (2000) tidak menunjukkan adanya pengaruh berbagai salinitas pada perkembangan reproduksi ikan *seabass* Eropa (*Dicentrarchus labrax*) dan *bream* hitam (*Acanthopagrus butcheri*). Namun sebaliknya, penurunan salinitas dapat memperlambat perkembangan ovarium pada ikan belanak (*Mugil cephalus*) (Bromage *et al.* 1994). Fielder *et al.* (2005) yang melakukan penelitian pengaruh



salinitas terhadap pertumbuhan dan sintasan *australian snapper* (*Pagrus auratus*) menunjukkan sintasan larva paling baik pada salinitas 20–35‰ dan panjang larva 15% lebih pendek pada salinitas 45‰.

### Makanan

Ketersediaan makanan dapat secara signifikan memengaruhi kemampuan hewan untuk menuju kedewasaan. Cukupnya makanan yang tersedia dan status gizi secara jelas berkaitan dengan kemampuan untuk menghasilkan gamet yang baik bagi ikan. Ikan yang hidup di perairan oligotrofik dalam memijahnya tidak sesering keluarga mereka yang hidup di lingkungan yang lebih kaya nutrisi (Effendie 2002). Secara eksperimen tingkat kedewasaan dapat berkurang dengan tingkat pemberian makanan yang lebih rendah. Hal yang masih menjadi masalah hingga sekarang adalah berapa ambang kritis makanan yang harus tersedia atau tetap diberikan agar tahap pertumbuhan dan perkembangan dan tingkat pasokan energi masih terpenuhi sehingga terjadi kedewasaan (somatik) dan pematangan (gonadik). Bromage *et al.* (2001) menyebutkan pengurangan makanan selama 3–4 bulan setelah pemijahan pertama *rainbow trout* lebih efektif dalam menurunkan persentase ikan dewasa pada pemijahan kedua.

### *Endocrine Disrupting Chemicals* (EDCs)

Studi mengenai faktor lingkungan yang mengatur reproduksi ikan, sementara ini masih didominasi oleh berbagai macam parameter lingkungan alami, misalnya fotoperiode, suhu, salinitas, dan sebagainya (Sumpter 1997). Parameter estrogen lainnya yang bersifat *xenobiotic* juga turut berkontribusi dalam menentukan perkembangan reproduksi ikan (Barucca *et al.* 2006). Beberapa aktivitas antropogenik yang dapat mengganggu siklus reproduksi ikan, antara lain: perubahan struktur sungai atau danau (bendungan atau tanggul pencegah banjir), pengambilan air (keperluan domestik, industri, dan pertanian), rekreasi (penggunaan perahu motor), maupun masukan bahan lainnya ke dalam air (Sumpter 1997; Smith dan Jones 2005). Semua kegiatan tersebut dapat berpengaruh pada sistem hormonal ikan yang berfungsi dalam mengatur reproduksi dan menjaga kestabilan populasi.

*Endocrine Disrupting Chemicals* (EDCs) dapat didefinisikan sebagai agen eksogen yang dapat mengganggu proses sintesis, sekresi, transport, aksi pengikatan, atau penghilangan hormon yang secara alami dihasilkan oleh tubuh yang berfungsi



dalam homeostasis, reproduksi, perkembangan, dan perilaku. Beratnya gangguan oleh endokrin *disruptor* ini dapat berupa feminisasi ikan jantan atau sebaliknya maskulinisasi ikan betina. Belasan mungkin ratusan bahan kimiawi sintetik sudah diidentifikasi berpotensi mengganggu sistem endokrin bagi organisme terestrial, maupun akuatik (Baldigo *et al.* 2006). Beberapa senyawa kimiawi yang tergolong dalam EDCs lainnya dan diketahui bersifat mengganggu aktivitas reproduksi ikan, antara lain: polychlorinated biphenyl (PCB), DDT, 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD), nonylphenol (*ethoxylate*), bisphenol A, phthalate, merkuri, dan sebagainya (Van der Kraak *et al.* 2001; Vethaak *et al.* 2005; Baldigo *et al.* 2006).

Sistem endokrin hewan vertebrata berfungsi untuk memproduksi enzim dan hormon yang disekresikan ke aliran darah guna mengatur normalnya proses fisiologis, seperti: reproduksi, perkembangan, dan pencernaan. Banyak enzim dan hormon dapat digunakan sebagai *biomarker* untuk mengkuantifikasikan fungsi endokrin. Modulasi endokrin sebagai *biomarker* pada plasma darah berkorelasi dengan zat kontaminan dari lingkungan dan efeknya merugikan pada kapasitas reproduksi. Hormon sexsteroid 17 $\beta$ -estradiol (E2) berfungsi untuk mengatur oogenesis pada ikan betina dan 11-ketotestosterone (11KT) untuk mengontrol spermatogenesis banyak spesies ikan jantan. Beberapa spesies ikan jantan memiliki negatif 11KT. Konsentrasi kedua hormon tersebut berfluktuasi sepanjang tahun, E2 normalnya lebih tinggi levelnya pada betina dibandingkan pada jantan; sedangkan 11KT biasanya lebih tinggi levelnya pada jantan dibandingkan pada betina spesies yang sama. *Biomarker* ketiga adalah vitellogenin (VTG) yang merupakan sintesis phospho-lipoprotein di dalam hati vertebrata ovipar ketika diinduksi oleh peningkatan konsentrasi E2. VTG secara normal tidak terdeteksi di dalam plasma ikan jantan. Adanya senyawa estrogen eksogen, antiestrogen, atau antiandrogen yang berperilaku sebagai EDCs dapat secara langsung atau tidak langsung memengaruhi keseimbangan produksi ketiga hormon tersebut atau rasio E2:11KT yang menyebabkan adanya penyimpangan dari normal (Baldigo *et al.* 2006).

Dua contoh kasus berikut ini merupakan gambaran tentang pengaruh EDCs terhadap gangguan hormonal pada ikan yang pada akhirnya memengaruhi kemampuan reproduksinya.



### Kasus pertama

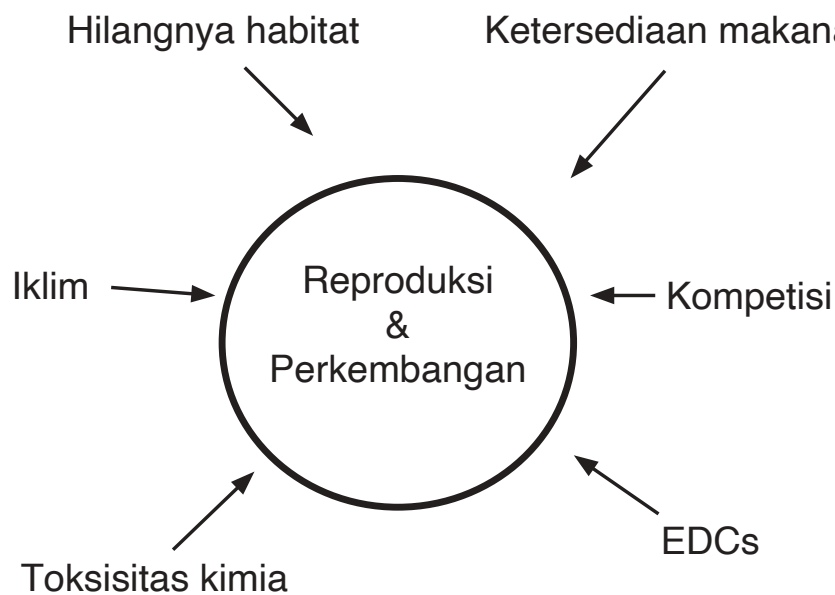
Pengaruh buangan limbah *bleaching pulp* pabrik kertas (*bleached kraft-pulp mill effluent/ BKME*) pada maskulinisasi ikan *mosquito* (*Gambusia affinis*) betina. Maskulinisasi pada spesies ikan betina tidak hanya terjadi pada ikan *mosquito*, tetapi ditemukan pada spesies lainnya. BKME dapat menginduksi karakteristik seks sekunder jantan. Pemaparan hormon androgen seperti methyl-testosterone dan androstenedion pada ikan *mosquito* betina dan ikan *poeciliids* menghasilkan maskulinisasi yang sama seperti yang terlihat pada ikan terkena BKME. Kemungkinan fitosterol (seperti sitosterol dan stigmastanol) adalah penyebab maskulinisasi betina pada ikan *mosquito* (Bortone *et al.* 1989, Drysdale dan Bortone 1989). Komposisi BKME yaitu  $\beta$ -sitosterol dapat terkandung dalam konsentrasi yang cukup tinggi ( $>1 \text{ mg L}^{-1}$ ) dan dapat memengaruhi reproduksi pada banyak spesies ikan. Ikan mas yang disuntik dengan  $\beta$ -sitosterol menunjukkan disfungsi dalam reproduksi. Perubahan dalam homeostasis endokrin dan gangguan reproduksi pada ikan *white sucker* (*Catostomus commersonii*) akibat BKME berupa reduksi ukuran gonad, ukuran telur, fekunditas, dan keterlambatan kedewasaan (Van Der Kraak *et al.* 2001)

### Kasus kedua

Pengaruh air hasil pengolahan instalasi limbah perkotaan (*sewage treatment works/STW*) terhadap hermafrodit ikan. Air STW biasanya masih mengandung berbagai macam bahan polutan yang kadangkala jenisnya sangat beraneka ragam dan kompleks. Lebih dari 80.000 zat kimiawi telah digunakan secara rutin dan berpotensi mengganggu kelangsungan hidup biota air. Hermafrodit ikan *cyprinid roach* (*Rutilus rutilus*) ditemukan di laguna sebuah instalasi pengolahan air limbah yang mengandung estrogen. Estrogen sejati, seperti estrogen alami (estron dan  $17\beta$ -estradiol) dan estrogen sintetis, yaitu ethinyl estradiol semuanya telah dilaporkan ada di berbagai macam limbah. Ikan *trout* yang dipelihara dalam saluran STW menunjukkan adanya sintesis vitellogenin yang sensitif sebagai biomarker karena pemaparan “estrogen”. Ikan sangat peka terhadap pemaparan estrogen sintetis, misalnya konsentrasi ethinyl estradiol kurang dari  $1 \text{ ng L}^{-1}$  pada ikan *trout* jantan dapat merangsang sintesis vitellogenin. Konsekuensi dari sintesis vitellogenin oleh ikan jantan masih belum diketahui secara pasti, namun kemungkinan besar akan mengakibatkan efek samping yang merugikan oleh pemaparan estrogen *xenobiotic* (Barucca *et al.* 2006). Sebagian besar penelitian yang telah dilakukan di lapangan umumnya memiliki durasi pendek dan ikan



yang terpapar selama beberapa minggu saja. Populasi ikan alami pada stadia berbeda mungkin lebih lama lagi dalam menerima pemaparan senyawa tersebut secara terus-menerus sehingga pengaruhnya pada penentuan jenis kelamin dapat diduga (Sumpter 1997). Van Der Kraak *et al.* (2001) menyebutkan induksi hermafrodit dan respons estrogen pada ikan *rainbow trout* dan *roach* di STW dihasilkan dari estrogen alami dari manusia, estrogen sintetis dari pil pengontrol kelahiran, dan aktivitas estrogen dari alkilfenol yang ada dalam *effluent*.



Gambar 1-3 Rangkuman beberapa faktor utama yang berpengaruh pada keberhasilan reproduksi dan perkembangan ikan (modifikasi dari Van der Kraak *et al.* 2001)

Interaksi antara EDCs dengan berbagai macam faktor dalam memengaruhi perkembangan dan reproduksi ikan secara ringkas dapat dilihat pada Gambar 1-3. Gambar tersebut menunjukkan adanya aktivitas antropogenik dapat memengaruhi hilangnya habitat, iklim, toksistas kimiawi, sumber daya makanan, maupun kompetisi di antara makhluk hidup yang berdampak pada suksesnya organisme dalam perkembangan dan reproduksinya (Van der Kraak *et al.* 2001).

## 1.5 Penutup

Cahaya dapat menjadi faktor pembatas utama dalam air, bergantung kepada kekeruhan dan kedalamannya. Peran fotoperiode dan suhu dalam siklus reproduksi menjadi semakin penting pada ikan teleostei di wilayah yang beriklim sedang maupun yang beriklim tropis. Dari beberapa kasus di atas masih tampak adanya



kesenjangan dalam pemahaman proses sinyal lingkungan yang ditransduksi ke dalam proses endokrin dalam mengendalikan reproduksi. Peran hormon endokrin karena faktor lingkungan dalam mengontrol pertumbuhan somatik maupun gonadik masih terus dikaji dan dikembangkan khususnya dalam sinkronisasi, maupun penghambatan siklus reproduksi. Spesies ikan yang berada di daerah beriklim sedang dalam siklus reproduksinya dapat diarahkan oleh hierarki *input* dengan fotoperiode berada di puncak, sedangkan pada spesies tropis mungkin lebih kuat terkendala oleh kegiatan sosial dan profil suhu setempat. Beberapa variabel lingkungan lainnya yang dapat memengaruhi kemampuan reproduksi ikan, antara lain: siklus bulan, peningkatan muka air, salinitas, makanan, dan bahan polutan pengganggu hormon (*endocrine disruptor*). Penelitian faktor lingkungan terhadap reproduksi ikan masih menjadi bidang yang sangat menarik dikembangkan pada masa mendatang.

### Senarai Pustaka

- Amano M, Hyodo S, Kitamura S, Ikuta K, Suzuki Y, Urano A, Auda K. 1995. Short fotoperiod accelerates preoptic and ventral telencephalic salmon GnRH synthesis and precocious maturation in underyearling male masu salmon. *General and Comparative Endocrinology* 99(1): 22–27.
- Bachman PM dan Rand GM. 2008. Effects of salinity on native estuarine fish species in South Florida. *Ecotoxicology* 17(7): 591–597.
- Baldigo BP, Sloan RJ, Smith SB, Denslow ND, Blazer VS, Gross TS. 2006. Polychlorinated biphenyls, mercury, and potential endocrine disruption in fish from the Hudson River, New York, USA. *Aquatic Science* 68(2): 206–228.
- Barucca M, Canapa A, Olmo E, Regoli F. 2006. Analysis of vitellogenin gene induction as a valuable biomarker of estrogenic exposure in various Mediterranean fish species. *Environmental Research* 101(1): 68–73.
- Bayarri MJ, Rodriguez L, Zanuy S, Madrid JA, Sanchez-Vazquez FJ, Kagawa H, Okuzawa K, Carrillo M. 2004. Effect of photoperiode manipulation on the daily rhythms of melatonin and reproductive hormones in caged European sea bass (*Dicentrarchus labrax*). *General and Comparative Endocrinology* 136(1): 72–81.



- Boeuf G, Le Bail P-Y. 1999. Does light have an influence on fish growth? *Aquaculture* 177(1-4): 129–152.
- Bortone SA, Davis WP, Bundrick CM. 1989. Morphological and behavioural characters in mosquito fish as potential bioindication of exposure to kraft mill effluent. *Bulletin of Environmental and Contamination Toxicology* 43(3): 370–377.
- Bromage N, Randall CF, Davies B, Porter M. 1994. Photoperiod, melatonin and finfish reproduction. In: MacKinlay DD. *High Performance Fish. Proceedings of an International Fish Physiology Symposium*. Fish Physiology Association (Vancouver, BC). p 137–142.
- Bromage N, Porter M, Randall C. 2001. The environmental regulation of maturation in farmed finfish with special reference to the role of photoperiod and melatonin. *Aquaculture* 197(1–4): 63–98.
- Brown NP, Shields RJ, Bromage NR. 2006. The influence of water temperature on spawning patterns and egg quality in the Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus* L.). *Aquaculture* 261(3): 993–1002.
- Campos-Mendoza A, Bromage N, McAndrew BJ. 2003. The effect of fotoperiod on the reproductive performance of the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Fish Physiology and Biochemistry* 28(1–4): 503–504.
- Cañavate JP, Zerolo R, Fernández-Díaz C. 2006. Feeding and development of Senegal sole (*Solea senegalensis*) larvae reared in different fotoperiodes. *Aquaculture* 258(1–4): 368–377.
- Davies B, Bromage N, Swanson P. 1999. The brainpituitarygonadal axis of female rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*: Effects of fotoperiod manipulation. *General and Comparative Endocrinology* 115(1): 155–166.
- Devlin RH, Nagahama Y. 2002. Sex determination and sex differentiation in fish: an overview of genetic, physiological, and environmental influences. *Aquaculture* 208(3–4): 191–364.
- Drysdale DT, Bortone SA. 1989. Laboratory induction of intersexuality in the mosquitofish *Gambusia affinis*, using paper mill effluent. *Bulletin of Environmental and Contamination Toxicology* 43(4): 611–617.
- Effendie MI. 2002. *Biologi Perikanan*. Yogyakarta: Yayasan Pustaka Nusatama, 163 hlm.





- Farbridge KJ, Leatherland JF. 1987. Lunar periodicity of growth cycles in rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. *Biological Rhythm Research* 18(3): 169–177
- Fielder DS, Bardsley WJ, Allan GL, Pankhurst PM. 2005. The effects of salinity and temperature on growth and survival of australian snapper, *Pagrus auratus* larvae. *Aquaculture* 250(1-2): 201–214
- Haddy JA, Pankhurst NW. 2000. The effects of salinity on reproductive development, plasma steroid levels, fertilisation and egg survival in black bream *Acanthopagrus butcheri*. *Aquaculture* 188(1–2): 115–131
- Hilder ML, Pankhurst NW. 2003. Evidence that temperature change cues reproductive development in the spiny damselfish, *Acanthochromis polyacanthus*. *Environmental Biology of Fishes* 66(2): 187–196
- Kahl U, Hulsmann S, Radke RJ, Benndorf J. 2008. The impact of water level fluctuations on the year class strength of roach: Implications for fish stock management. *Limnologia* 38(3–4): 258–268
- King HR, Pankhurst NW. 2004. Effect of maintenance at elevated temperatures on ovulation and luteinizing hormone releasing hormone analogue responsiveness of female atlantic salmon (*Salmo salar*) in Tasmania. *Aquaculture* 233(1–4): 583–597.
- Kitamura W, Kobayashi M. 2003. The effect of water flow on spawning in the medaka, *Oryzias latipes*. *Fish Physiology and Biochemistry* 28(1–4): 429–430
- Leonardi MO, Klempau AE. 2003. Artificial fotoperiode influence on the immune system of juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in the Southern Hemisphere. *Aquaculture* 221(1–4): 581–591
- Lowry M, Williams D, Metti Y. 2007. Lunar landings relationship between lunar phase and catch rates for an Australian gamefish tournament fishery. *Fisheries Research* 88(1–3): 15–23
- Malcolm IA, Soulsby C, Hannah DM, Bacon PJ, Youngson AF, Tetzlaff D. 2008. The influence of riparian woodland on stream temperatures: implications for the performance of juvenile salmonids. *Hydrological Processes* 22(7): 968–979



- Myrick CA, Cech JJ Jr. 2000. Temperature influences on california rainbow trout physiological performance. *Fish Physiology and Biochemistry* 22(3): 245–254
- Ortega-Garcia S, Ponce-Diaz G, O’Hara R, Meril J. 2008. The relative importance of lunar phase and environmental conditions on striped marlin (*Tetrapturus audax*) catches in sport fishing. *Fisheries Research* 93(1–2): 190–194
- Pankhurst NW, Purser GJ, Van Der Kraak G, Thomas PM, Forteach GNR. 1996. Effect of holding temperature on ovulation, egg fertility, plasma levels of reproductive hormones and in vitro ovarian steroidogenesis in the rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture* 146(3–4): 277–290
- Pankhurst NW, Porter MJR. 2003. Cold and dark or warm and light: variations on the theme of environmental control of reproduction. *Fish Physiology and Biochemistry* 28(1–4): 385–389
- Porter MJR, Randall CF, Bromage NR, Thorpe JE. 1998. The role of melatonin and the pineal gland on development and smoltification of atlantic salmon *Salmo salar* parr. *Aquaculture* 168(1–4): 139–155
- Pörtner HO, Berdal B, Blust R, Brix O, Colosimo A, De Wachter B, Giuliani A, Johansen T, Fischer T, Knust R, Lannig G, Naevdal G, Nedenes A, Nyhammer G, Sartoris FJ, Serendero I, Sirabella P, Thorkildsen S, Zakhartsev M. 2001. Climate induced temperature effects on growth performance, fecundity and recruitment in marine fish: developing a hypothesis for cause and effect relationships in atlantic cod (*Gadus morhua*) and common eelpout (*Zoarces viviparus*). *Continental Shelf Research* 21(18–19):1975–1997.
- Rahman MS, Takemura A, Park YJ, Takano K. 2003. Lunar cycle in the reproductive activity in the forktail rabbitfish. *Fish Physiology and Biochemistry* 28(1–4): 443–444.
- Smith KL, Jones ML. 2005. Watershed-level sampling effort requirements for determining riverine fish species composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62(7): 1580–1588.
- Spieler RE. 2001. Circadian timing of meal feeding and growth in fishes. *Reviews in Fisheries Science* 9(3): 115–131.



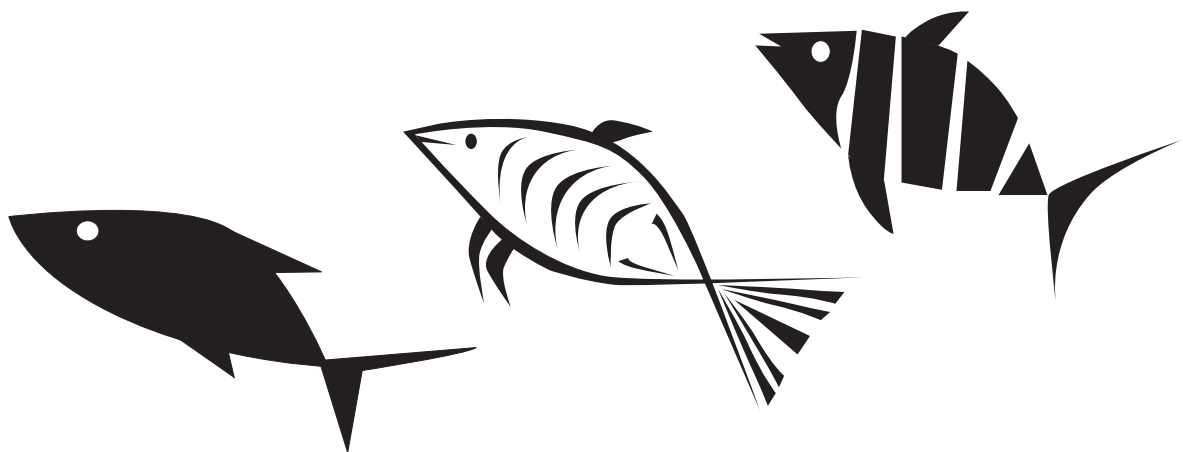
- Sumpter JP. 1997. Environmental control of fish reproduction: a different perspective. *Fish Physiology and Biochemistry* 17(1–6): 25–31.
- Susilo ES, Harnadi L, Takemura A. 2009. Tropical monsoon environments and the reproductive cycle of the orange-spotted spinefoot *Siganus guttatus*. *Marine Biology Research* 5(2): 179–185.
- Sutela T, Vehanen T. 2008. Effects of water-level regulation on the nearshore fish community in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613(1):13–20.
- Taylor JF, Porter MJR, Randall CF, Bromage NR. 2003. The interactions of fotoperiod and insulin-like growth factor-I (IGF-I) in the control of rainbow trout reproduction. *Fish Physiology and Biochemistry* 28(1–4): 449-450.
- Van Der Kraak G, Hewitt M, ListerA, McMaster ME, Munkittrick KR. 2001. Endocrine toxicants and reproductive success in fish. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 7(5): 1017–1025.
- Vethaak AD, Lahr J, Schrap SM, Belfroid AC, Gerard Rijs GBJ, Gerritsen A, de Boer J, Bulder AS, Grinwis GCM, Kuiper RV, Legler J, Murk TAJ, Peijnenburg W, Verhaar HJM, de Voogt P. 2005. An integrated assessment of estrogenic contamination and biological effects in the aquatic environment of The Netherlands. *Chemosphere* 59(4): 511–524.
- Webb MAH, van Eenennaam JP, Doroshov SI, Moberg GP. 1999. Preliminary observations on the effects of holding temperature on reproductive performance of female white sturgeon, *Acipenser transmontanus* Richardson. *Aquaculture* 176(3–4): 315–329.



# 2

## REPRODUKSI IKAN PADA EKOSISTEM RAWA BANJIRAN

Gunawan Pratama Yoga



## 2.1 Pendahuluan

Sistem rawa banjir adalah suatu ekosistem perairan yang secara musiman mengalami penggenangan sesuai dengan daur hidrologinya. Pada kondisi lingkungan yang masih alami, kawasan rawa banjir pada umumnya merupakan kawasan hutan. Namun, pada saat ini kondisi lingkungan rawa banjir lebih banyak yang telah mengalami alih fungsi, baik untuk lahan pertanian, peternakan, maupun bagi permukiman (Welcomme *et al.* 2006).

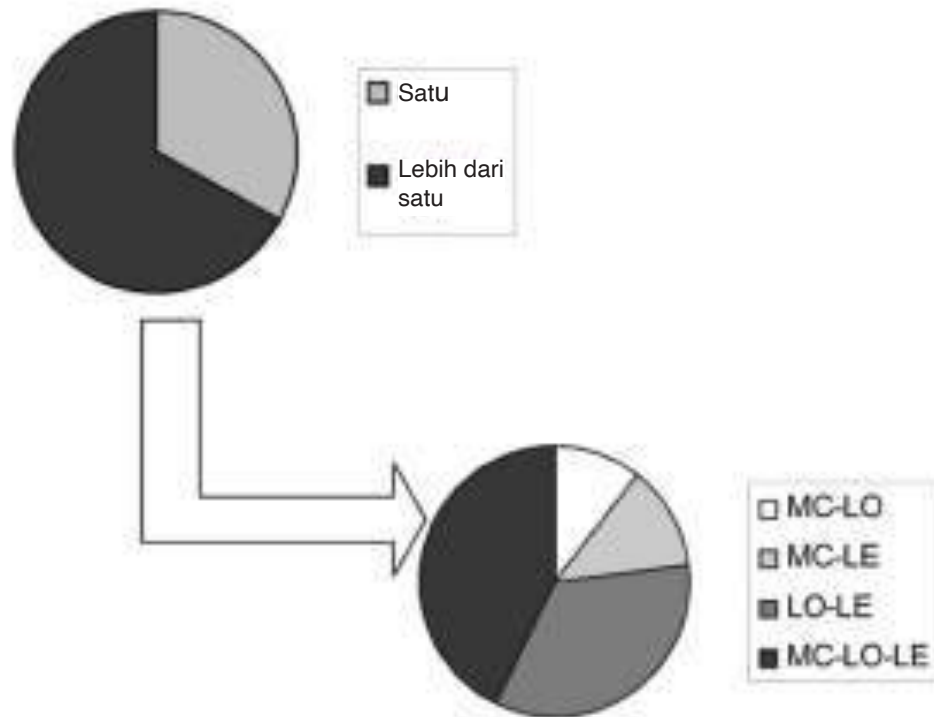
Secara umum, sistem rawa banjir selalu memiliki dua komponen perairan. Komponen pertama, perairan lotik, yaitu perairan yang mengalir, biasanya berupa sungai utama dan anak sungai-anak sungai yang terbentuk pada saat banjir yang menghubungkan sungai utama dengan areal genangan yang terbentuk di sekitarnya. Komponen kedua, perairan lentik, yaitu kawasan yang menggenang. Danau-danau yang terbentuk pada sistem rawa banjir, dapat bersifat permanen maupun sementara (Welcomme 1979; Paira dan Drago 2007). Kedua komponen tersebut selalu mengalami perubahan bentuk dan luasan yang disebabkan oleh proses-proses fluvial dan evolusi pada sistem rawa banjir (Paيرا dan Drago 2007).

Junk *et al.* (1989) mengajukan konsep gerak banjir (*flood pulse concept*, FPC) yang menjabarkan pentingnya banjir bagi sungai melalui interaksi antara sungai dengan rawa banjirannya. Konsep ini memandang sungai dan rawa banjirannya saling terhubung secara dinamis membentuk sistem yang memiliki proses-proses hidrologis dan ekologis yang saling terkait di antara kedua komponen tersebut. Menurut Rossi *et al.* (2007), konsep gerak banjir pada rawa banjir tampak ketika sungai utama berfungsi sebagai sarana ikan beruaya dan sistem persebaran populasi ikan guna mendapatkan sumber daya dan tempat perlindungan.

Ikan yang mendiami rawa banjir dapat dibagi dalam tiga kategori besar, yaitu (a) ikan yang seluruh daur hidupnya menggunakan bagian lotik, (b) ikan yang mendiami bagian lentik, dan (c) ikan yang daur hidupnya menggunakan kedua tipe habitat secara bergantian. Ikan-ikan yang mendiami daerah rawa banjir Paranádi Brazil sebagian besar adalah ikan-ikan yang menggunakan dua dari tiga jenis habitat yang ada (Gambar 2-1), yaitu sungai utama, lingkungan lotik (anak sungai), dan daerah lentik (Rossi *et al.* 2007).



## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan



Gambar 2-1 Persentase spesies ikan per habitat di rawa banjir Parana, Brazil. MC sungai utama (*main channel*); LO lingkungan lotik (*lotic environment*) dan LE lingkungan lentik (*lentic environment*) (Sumber: Rossi *et al.* 2007)

Sistem rawa banjir merupakan habitat yang sangat dinamis sehingga ikan yang hidup di dalamnya harus dapat beradaptasi terhadap perubahan lingkungan yang dinamis tersebut (Winemiller dan Jepsen 1998). Pola banjir merupakan faktor penentu utama dalam menentukan perubahan musim pemijahan pada ekosistem rawa banjir. Pada musim kemarau ikan-ikan terperangkap pada daerah genangan (lentik) dan kebutuhan energinya sebagian besar dipenuhi melalui produksi primer otoktonus (*autochthonous*). Pada musim penghujan, ketika terjadi banjir, daerah genangan yang semula terisolasi kemudian menjadi terhubung. Ikan mempunyai kesempatan untuk menyebar pada area rawa banjir yang lebih luas dan memanfaatkan habitat menggenang yang baru terbentuk sebagai sumber pakan (Balcombe *et al.* 2007).

Daur biogeokimiawi pada perairan rawa banjir sangat dipengaruhi oleh periode peningkatan tinggi muka air (Agostinho *et al.* 2004). Pola banjir musiman meningkatkan hubungan antarbadan air pada sistem rawa banjir yang memungkinkan terjadinya pertukaran unsur hara, bahan organik, dan organisme



di antara habitat-habitat pada sistem tersebut (Bailly *et al.* 2008). Di samping pertukaran unsur hara secara langsung, banjir juga meningkatkan pasokan unsur hara yang berasal dari dekomposisi bahan organik pada saat penggenangan tumbuhan di daerah rawa banjiran.

Pola banjiran juga merupakan faktor utama yang memengaruhi kehidupan ikan, ekologi perikanan, dan kondisi perikanan regional. Daur hidrologis memainkan peran yang penting dalam menandai berbagai ciri biologis, seperti pematangan gonad, ruaya, pemijahan dan perkembangan larva, pertumbuhan, serta pola makan (Welcomme 1979; Agostinho *et al.* 2004). Di samping itu, perairan menggenang, seperti laguna dan danau yang terbentuk di kawasan rawa banjiran juga merupakan tempat pengasuhan yang penting bagi larva ikan yang baru menetas. Karakteristik lingkungan yang berarus lemah dan tumbuhan air yang padat menyediakan tempat perlindungan dan sumber pakan yang berlimpah bagi larva ikan, sehingga sangat mendukung perkembangan dan sintasan larva ikan (Daga *et al.* 2009). Kawasan rawa banjiran juga memberikan perlindungan ikan dari serangan pemangsa karena adanya naungan yang disediakan oleh daerah ini dan menurunkan jumlah pemangsa yang dapat memasuki daerah ini (Reardon dan Chapman 2008).

Ikan yang mendiami daerah rawa banjiran memiliki kebiasaan reproduksi berbeda-beda yang merupakan bentuk adaptasi terhadap sistem rawa banjiran di mana fluktuasi tinggi muka air cepat berubah dan seringkali diikuti oleh kondisi fisik-kimiawi air yang ekstrem. Sebagian besar reproduksi ikan di rawa banjiran sangat bergantung pada musim terutama musim penghujan. Ikan rawa banjiran, pada umumnya memulai pemijahannya pada awal musim penghujan, hanya beberapa jenis ikan yang mampu bereproduksi sepanjang tahun (Welcomme 1979). Tulisan ini akan membahas pengaruh tinggi muka air pada daerah rawa banjiran terhadap aspek reproduksi ikan yang menghuni di dalamnya.

## 2.2 Daur reproduksi dan faktor lingkungan

Pada sebagian besar ikan di daerah rawa banjiran, proses pematangan gonad untuk memulai pemijahan berkorelasi positif dengan pergerakan musim kemarau menuju musim penghujan. Dengan demikian, tahap pematangan gonad maksimum tercapai pada akhir musim kemarau (Guerrero *et al.* 2009). Aktivitas reproduksi sebagian besar ikan rawa banjiran dimulai berteepatan dengan awal fase penggenangan yang terjadi pada musim penghujan. Hanya beberapa jenis ikan



yang mampu bereproduksi sepanjang tahun tanpa dipengaruhi oleh musim. Pada sistem rawa banjir yang berada di daerah khatulistiwa, di mana terdapat dua musim penghujan yang menghasilkan pola banjir bimodal, banyak jenis ikan yang memiliki musim kawin lebih dari satu kali dalam satu tahun (*biannual*). Menurut Kapetsky *in* Welcomme (1979), berdasarkan kebiasaan memijahnya, ikan di rawa banjir dapat dikelompokkan ke dalam tiga kelompok. Pertama adalah ikan yang berkembangbiak hanya sekali pertahun, kedua ikan yang berkembangbiak lebih dari sekali dalam setahun, dan yang terakhir adalah ikan yang berkembangbiak sepanjang tahun.

Faktor lingkungan yang memicu terjadinya pematangan gonad dan merangsang perkembangbiakan ikan di rawa banjir bersifat kompleks, tidak hanya disebabkan oleh faktor tunggal. Beberapa faktor lingkungan yang memengaruhi hal tersebut, yaitu suhu, daya hantar listrik, pola aliran, dan kondisi-kondisi yang menandai dimulainya penggenangan atau banjir (Welcomme 1979; Agostinho *et al.* 2004), curah hujan, fotoperiode, dan substrat untuk memijah yang biasanya merupakan tumbuhan air (Peter dan Yu 1997).

Suhu merupakan faktor lingkungan yang sangat penting dalam mengatur perkembangan gonad dan pemijahan ikan. Perkembangan gonad berlangsung sepanjang musim kemarau dan seiring dengan semakin meningkatnya suhu (Guerrero *et al.* 2009). Suhu bersama-sama dengan fotoperiode memengaruhi perkembangan gonad dan ovulasi pada ikan-ikan famili Cyprinidae (Peter dan Yu 1997). Peningkatan suhu selama perkembangan ovarium menyebabkan perubahan konsentrasi sementara testosteron plasma dan estradiol pada ikan *wolf fish* (*Anarhichas lupus*) betina (Tveiten dan Johnsen 2001) dan pada ikan lele (*Clarias batrachus*) betina (Acharia *et al.* 2000). Pemijahan terjadi selama periode hujan maksimum dan masa penggenangan ketika terjadi penurunan suhu udara.

Indeks kematangan gonad (IKG) merupakan indeks yang berguna untuk memantau perkembangan gonad ikan. IKG biasanya diukur dengan membandingkan bobot gonad ( $W_g$ ) dengan bobot ikan ( $W$ ). Rumus IKG adalah sebagai berikut:

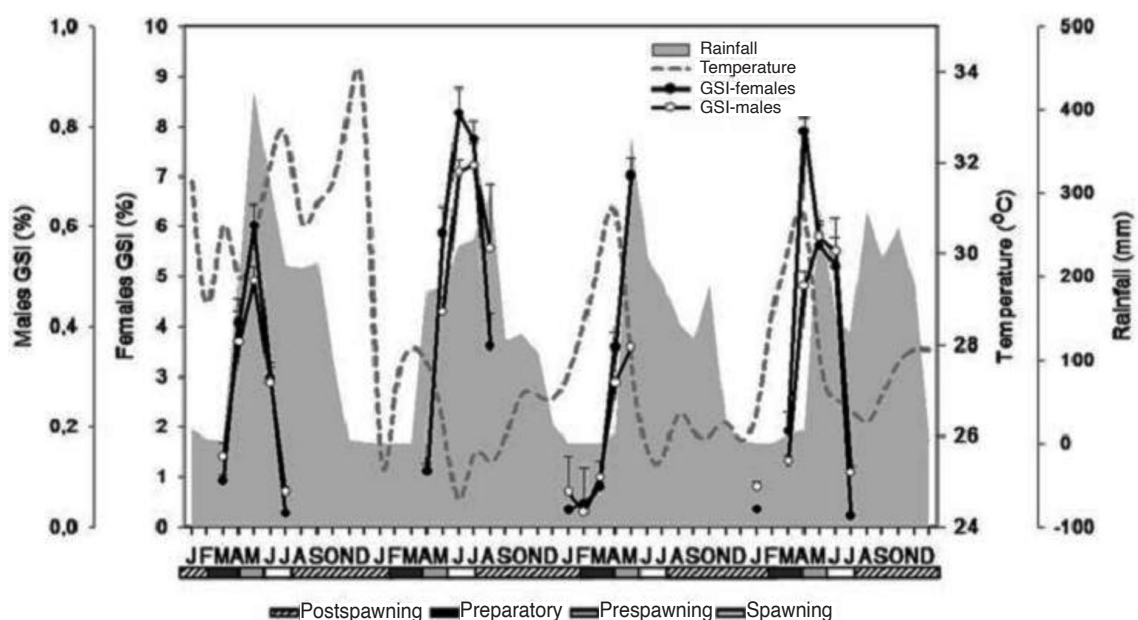
$$\frac{W_g}{W} \times 100$$





Nilai IKG berhubungan dengan tingkat kematangan gonad ikan. IKG ikan rawa banjiran meningkat dengan cepat selama bulan-bulan musim kemarau untuk mencapai nilai tertinggi sebelum musim penghujan tiba ketika masa pemijahan terjadi. Nilai IKG semakin meningkat dan mencapai nilai maksimum pada periode prapemijahan dan kemudian akan jauh menurun setelah terjadi pemijahan. Hal ini mengindikasikan telah terjadinya pelepasan oosit (Guerrero *et al.* 2009).

Pada ikan *Pygocentrus cariba* yang hidup di rawa banjiran Venezuela, nilai IKG ikan betina meningkat dengan cepat pada bulan Januari sampai dengan April yang merupakan akhir musim kemarau. Periode ini merupakan periode persiapan. Nilai tersebut terus bertahan selama bulan Mei dan Juni yang merupakan awal musim penghujan. Periode ini adalah periode prapemijahan. Pada bulan Juli, ikan *P. cariba* sudah melakukan pemijahan. Hal ini ditunjukkan dengan nilai IKG ikan betina yang tinggal 0,26% sampai 8,26% (Guerrero *et al.* 2009). Variasi hujan, suhu, dan IKG tahunan ikan *P. cariba* sepanjang siklus reproduksinya pada rawa banjiran Venezuela selama empat tahun pengamatan diperlihatkan pada Gambar 2-2.

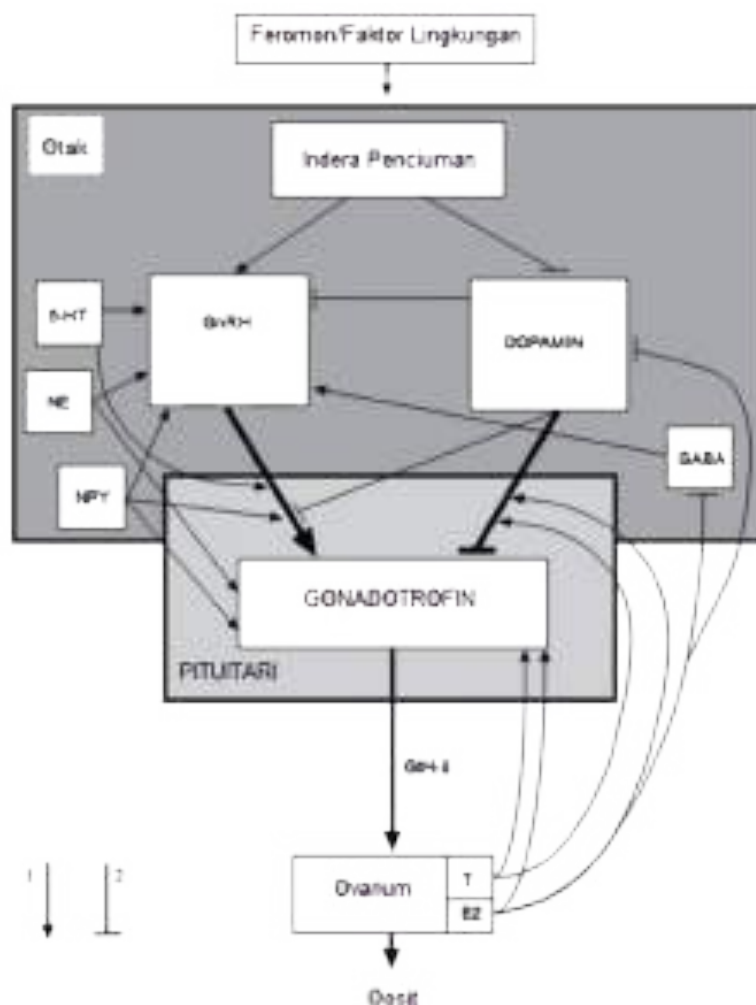


Gambar 2-2 Variasi hujan, suhu dan IKG tahunan ikan *P. cariba* sepanjang daur reproduksinya di rawa-rawa banjiran Venezuela (Sumber: Guerrero *et al.* 2009)



Sinyal yang berasal dari lingkungan dan feromon diterima dan disalurkan oleh otak menjadi sinyal neuroendokrin untuk mengatur sekresi pematangan gonadotropin II (GtH-II) pada kelenjar pituitari. Peningkatan serum GtH-II sebelum terjadinya ovulasi spontan sudah banyak diamati pada beberapa spesies ikan teleostei. Peningkatan sekresi GtH-II selama masa praovulasi memicu pematangan tahap akhir oosit. Hormon *gonadotrophin-releasing hormone* (GnRH) memainkan peranan penting dalam mengatur sekresi hormon GtH-II dari kelenjar pituitari yang berperan dalam memicu ovulasi. Dengan demikian, GnRH memiliki peranan yang penting dalam mengatur ovulasi pada ikan. Perubahan konsentrasi GnRH di dalam otak sehubungan dengan stimulasi sekresi GtH-II dari kelenjar pituitari sementara ini baru dapat diamati pada ikan *brown trout* (*Salmo trutta*, Salmonidae), mas koki (*Carassius auratus*), dan *roach* (*Rutilus rutilus*, Cyprinidae). Neuroendokrin lain yang mengatur ovulasi pada ikan adalah dopamin (DA) yang berfungsi sebagai faktor penghambat pelepasan GtH-II sehingga pada akhirnya menghambat konsentrasi GhRH basal, maupun yang distimulasi oleh GtH-II (Peter dan Yu 1997). Neuropeptida dan neurotransmitter lain yang memicu sekresi GtH-II dari kelenjar pituitari, yaitu Neuropeptida Y (NPY), asam  $\gamma$  aminobutirat (GABA), norepinefrin (NE), serotonin (5-HT), cholecystokinin (CCK) dan asam-asam amino *excitatory* (EAA). Gambar 2-3 mengilustrasikan hubungan antar faktor-faktor neuroendokrin terhadap sekresi GnRH, DA, dan GtH-II.





Gambar 2-3 Model regulasi sekresi GtH-II pada ikan mas koki betina. Garis dengan anak panah mengindikasikan aksi stimulasi yang telah diketahui; garis dengan ujung garis tegak tegak lurus mengindikasikan aksi penghambatan yang diketahui (Digambar ulang dari Peter dan Yu 1997)

Hormon steroid seksual banyak terlibat dalam proses fisiologis ikan. Vitelogenesis pada ikan tersebut dikendalikan terutama oleh konsentrasi  $17\beta$ -estradiol ( $17\beta$ -E) plasma. Dengan demikian peningkatan konsentrasi  $17\beta$ -E pada darah ikan betina selama periode pematangan gonad merupakan indikasi dimulainya proses vitelogenesis. Peningkatan konsentrasi  $17\beta$ -estradiol ( $17\beta$ -E) plasma pada ikan betina sebelum terjadinya pemijahan disebabkan oleh peranan hormon tersebut dalam memulai dan mempertahankan proses vitelogenesis (King dan Pankhurst 2003). Dengan demikian, peningkatan konsentrasi steroid seksual endogen mendukung kelenjar pituitari untuk memastikan bahwa perubahan



konsentrasi GnRH menyebabkan pemijahan yang berhasil. Di samping itu, hormon steroid pada gonad menyebabkan modulasi penghambatan sekresi GnRH dan GtH-II oleh dopamin (Guerrero *et al.* 2009).

## 2.3 Strategi reproduksi ikan

Strategi reproduksi ikan yang hidup di rawa banjiran bermacam-macam. Bailly *et al.* (2008) membagi ikan rawa banjiran menjadi tiga kelompok ditinjau dari jarak ruaya yang ditempuh, yaitu:

- (1) Ikan peruaya jarak jauh (*long distance migrators*). Ikan ini oleh Welcomme (1985) dimasukkan dalam kelompok ikan putih (*white fish*) atau masyarakat Amerika Latin menyebutnya *Piracema* dan *Subienda* (Welcomme 1979);
- (2) Ikan peruaya jarak dekat (*short distance migrators*). Ikan ini termasuk pada kelompok ikan abu-abu (*grey fish*), yaitu ikan yang melakukan ruaya jarak pendek antara daerah rawa banjiran pada saat air tinggi untuk memijah atau mencari makan dan daerah sungai utama tempat mereka berlindung pada daerah pinggiran yang terdapat tumbuhan atau di daerah lubuk selama musim kemarau; dan
- (3) Ikan penghuni tetap rawa banjiran (*sedentary*). Ikan ini termasuk dalam kelompok ikan hitam (*black fish*) (Welcomme 1985) yang telah beradaptasi untuk dapat tetap tinggal di dalam rawa banjiran sepanjang waktu. Beberapa ikan memiliki alat pernapasan tambahan yang memungkinkan ikan untuk mengambil oksigen langsung dari udara atau kebiasaan yang memungkinkan mereka mencapai lapisan permukaan air yang cukup teraerasi. Kelompok ikan hitam memiliki kebiasaan reproduksi untuk mempertahankan telur-telurnya dan anakan-anakannya yang baru menetas di daerah yang mendapatkan cukup oksigen. Pada umumnya, ikan hitam merupakan ikan yang melakukan pemijahan secara bertahap dan mampu untuk memijah berkali-kali sepanjang tahun. Namun demikian, puncak pemijahannya hampir selalu pada musim penghujan atau pada saat air mulai meninggi (Lowe-McConnell 1975; Welcomme 2001).

Agostinho *et al.* (2004) meneliti ikan-ikan di rawa banjiran yang berada di bagian hulu sungai Parana, Brazil. Hasil penelitian mereka menunjukkan bahwa kelompok ikan peruaya jarak jauh proporsinya sebesar 18%, sedangkan ikan peruaya jarak dekat dan penghuni tetap komposisinya mencapai 82%.



## Ikan peruaya jarak jauh

Ikan peruaya jarak jauh adalah ikan yang melakukan ruaya secara longitudinal (dari hulu menuju ke hilir dan sebaliknya) dengan jarak tempuh lebih dari 100 km. Spesies ini menempati lebih dari satu habitat selama daur hidupnya. Ikan beruaya ke arah hulu untuk memijah pada suatu tempat tertentu, kemudian anaknya akan beruaya ke arah rawa banjiran di bagian hilir pada awal pertumbuhannya. Biasanya ikan jenis ini berukuran besar dan sebagian besar memiliki tipe pemijahan serempak, memiliki fekunditas yang tinggi, oosit kecil, dan perkembangan embrio yang cepat. Telur ikan yang beruaya jarak jauh pada umumnya tidak menempel sehingga memudahkan untuk hanyut terbawa arus (transpor pasif) menuju ke daerah pengasuhan. Biasanya ikan ini tidak toleran terhadap konsentrasi oksigen terlarut yang rendah dan akan melakukan ruaya ke arah hulu untuk menghindari kondisi yang memburuk di daerah hilir pada musim kemarau.

Ikan yang termasuk dalam kelompok ini, antara lain: *Prochilodus lineatus* (famili Prochilodontidae, ordo Characiformes), *Rhaphiodon vulpinus* (famili Cynodontidae, ordo Characiformes), *Pterodoras granulosus* (famili Doradidae, ordo Siluriformes), dan *Hemisorubim platyrhynchos* (famili Pimelodidae, ordo Siluriformes) (Bailly *et al.* 2008), kelas Cyprinidae di Asia dan Afrika, dan Characoidei di Afrika dan Amerika Selatan. Umumnya, ikan memijah sebelum atau selama periode banjir sehingga memungkinkan bagi perkembangan anaknya dengan mengambil keuntungan dari ketersediaan sumberdaya pakan yang berlimpah dan perlindungan dari serangan pemangsa yang diberikan oleh rawa banjiran (Welcomme 1985). Yustina dan Arnentis (2002) melaporkan ikan kapie ( *Barbonymus schwanenfeldii* ) di Sungai Rantau–Riau memijah secara bertahap dan puncak pemijahannya terjadi pada musim penghujan, yaitu bulan September sampai dengan Februari. Pada saat itu, ikan tersebut akan memasuki daerah rawa banjiran untuk melakukan pemijahan.

## Ikan peruaya jarak dekat

Kelompok ikan peruaya jarak dekat menempuh ruaya dengan jarak kurang dari 100 km, terutama dengan arah pergerakan lateral. Ikan kelompok ini memiliki fekunditas yang relatif tinggi dan oosit yang kecil. Pemijahan dapat terjadi serempak maupun bertahap sehingga proses reproduksi dapat terjadi dalam jangka waktu panjang sampai beberapa bulan (Bailly *et al.* 2008).



Spesies ini memiliki tingkah laku reproduksi yang memungkinkan mereka memanfaatkan daerah rawa banjir untuk berkembang biak. Sebagian besar ikan memiliki kebiasaan menempelkan atau menyebarkan telurnya pada tumbuhan air di sekitarnya (fitofil), sedangkan ikan yang lain meletakkan telurnya di badan air sehingga dapat terbawa arus menuju ke daerah pengasuhan yang sesuai. Pada jenis ikan yang memiliki kebiasaan menjaga telurnya (*parental care*), seperti pada genus *Loricaria*, ada beberapa pola penjagaan yang dapat diamati pada kelompok ikan ini, misalnya berjaga di atas telur yang diletakkan pada permukaan batu yang lebar. Telur-telur tersebut kemudian dibersihkan dan dikipasi secara berkala (Welcomme 1985). Selain itu, pola penjagaan yang lain misalnya membentuk kulit yang menyerupai spons pada bagian ventral, kemudian telur-telurnya dilekatkan pada bagian kulit tersebut. Pada beberapa jenis yang lain, ikan jantannya mengembangkan kantung-kantung pada bibir bawah untuk menempatkan telur sampai dengan menetas. Beberapa jenis ikan yang termasuk dalam kelompok ini adalah *Acestrorhynchus pantaneiro* (famili Characidae, ordo Characiformes); *Hemiodus orthonops* (famili Hemiodontidae, ordo Characiformes); *Pachyurus bonariensis* (famili Scianidae, ordo Perciformes); dan *Trachydoras paraguayensis* (famili Doradidae, ordo Siluriformes) (Bailly *et al.* 2008).

### Ikan penghuni tetap rawa banjir

Ikan yang menetap di rawa banjir berdasarkan tempat pembuahannya dapat dibagi menjadi dua kategori, yaitu ikan yang melakukan pembuahan di luar tubuh induknya (fertilisasi eksternal) dan ikan yang melakukan pembuahan di dalam tubuh induknya (fertilisasi internal).

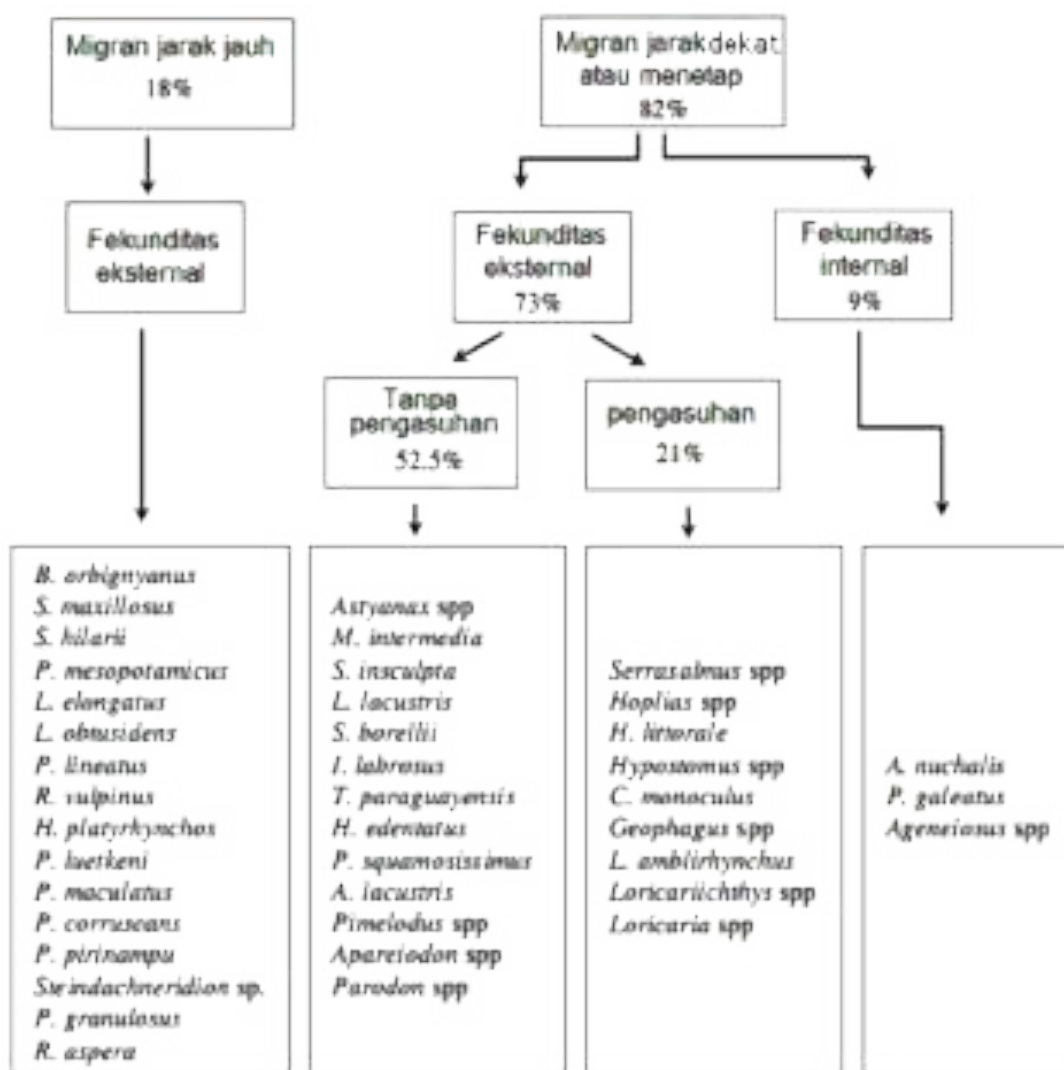
Pada kategori yang pertama, sebagian besar ikan melakukan pemijahan beberapa kali pada jangka waktu yang panjang, fekunditasnya rendah, mengeluarkan telur yang menempel yang besar, dan memiliki masa embriogenesis yang panjang. Ikan memiliki pola pengasuhan yang sudah berkembang dengan baik termasuk membuat sarang dan membawa telurnya dengan cara melekatkan pada tubuhnya. Ikan yang termasuk dalam kategori ini di antaranya dari famili Serrasalminae ordo Characiformes, yaitu *Serrasalmus marginatus*, *Serrasalmus maculates*, dan *Pygocentrus nattereri*, serta dari famili Loricaridae, ordo Siluriformes, yaitu *Loricariichthys labialis* (Bailly *et al.* 2008).

Pada kelompok ikan yang termasuk dalam kategori kedua beberapa spesies menunjukkan dimorfisme seksual dan ritual perkawinan yang terkait dengan tingkah laku reproduksinya. Fekunditas relatif rendah, ukuran telur sedang, dan



biasanya induk menyembunyikan anak-anaknya. Yang termasuk pada kategori kedua ini, di antaranya dari famili Auchenipteridae, ordo Siluriformes (misalnya *Auchenipterus osteomystax*, *Auchenipterus nigripinis*, dan *Parauchenipterus galeatus*) dan dari famili Ageneiidae, ordo Siluriformes, seperti *Ageneiosus inermis* (Bailly *et al.* 2008).

Hasil penelitian Agostinho *et al.* (2004) menyebutkan bahwa sebagian besar ikan peruya jarak dekat dan penghuni tetap melakukan fertilisasi eksternal dan sebagian kecil lainnya melakukan fertilisasi internal. Lebih dari setengah (52,5%) ikan yang melakukan fertilisasi eksternal tidak mengasuh anak-anaknya. Penjelasan beserta contoh jenis ikan diperlihatkan pada Gambar 2-4.

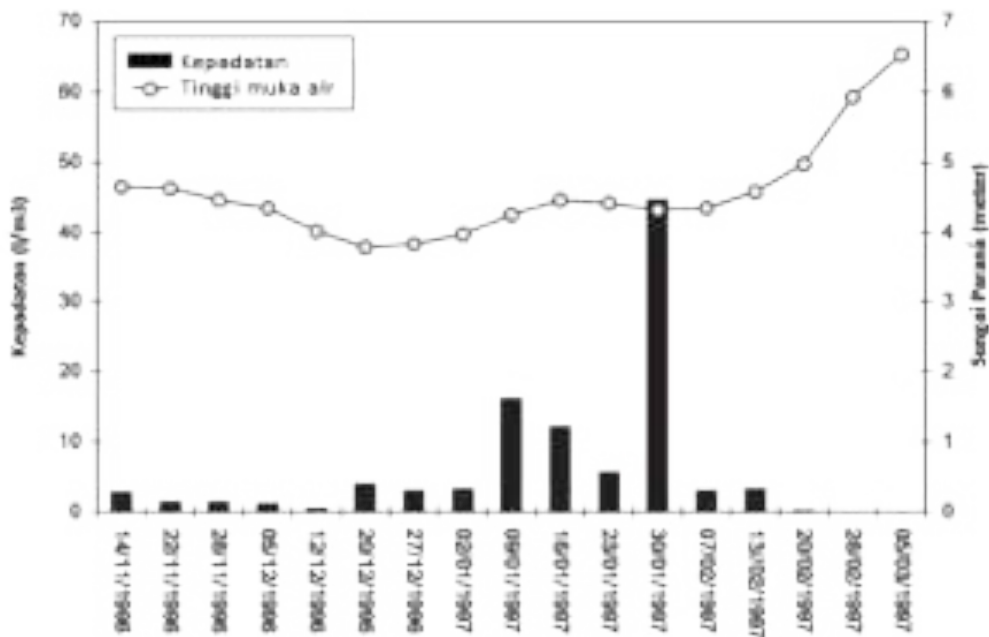


Gambar 2-4 Kelompok jenis ikan berdasarkan strategi reproduksinya di rawa banjiran Parana, Brazil (Sumber: Agostinho *et al.* 2004)



## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan

Pemijahan ikan yang melakukan ruaya ketika kondisi air tinggi pada musim semi atau kemarau menimbulkan hanyutan iktioplanktonik (*ichthyoplanktonic drift*). Peningkatan aliran memicu sinkronisasi pemijahan ikan, terutama ikan peruaya. Suhu dan fotoperiode berperan sebagai penduga dimulainya pematangan gonad. Sinkronisasi ini menunjukkan adanya penyesuaian ikan tersebut terhadap dinamika daur hidrologis berbarengan dengan pola penghanyutan yang teramati pada spesies ikan reofilik pada sungai neotropik. Persebaran temporal iktioplankton di permukaan air biasanya terjadi dalam satu atau dua gelombang dengan intensitas yang tinggi selama musim pemijahan. Besarnya hanyutan iktioplankton yang terjadi pada suatu area mencerminkan betapa penting area tersebut bagi reproduksi ikan (Rossi *et al.* 2007). Gambar 2-5 berikut menggambarkan persebaran temporal iktioplankton yang terjadi di rawa banjir Parana-Brazil dan hubungannya dengan tinggi muka air rawa banjir ketika fase air tinggi.



Gambar 2-5 Persebaran temporal iktioplankton yang terjadi di rawa banjir Parana, Brazil dan hubungannya dengan tinggi muka air rawa banjir ketika fase air tinggi (Sumber: Rossi *et al.* 2007)





## 2.4 Pola dan tipe pemijahan

Pola pemijahan ikan pada rawa banjiran sangatlah bervariasi yang merupakan upaya ikan beradaptasi tersebut terhadap kondisi lingkungan rawa banjiran yang mempunyai ciri fluktuasi tinggi muka air yang cepat berubah dan seringkali kondisi fisik-kimiawi perairannya yang ekstrem. Pola pemijahan ikan rawa banjiran dapat dikelompokkan berdasarkan serikat reproduksi ikan (*reproductive guilds*), seperti yang diusulkan oleh Balon (1990). Pengelompokan reproduksi ikan yang diusulkan oleh Balon (1990) didasarkan pada kebiasaan ikan dalam menjaga telurnya, yaitu: a) *nonguarders* (kelompok ikan yang tidak menjaga telurnya); b) *guarders* (ikan-ikan yang menjaga telurnya); dan c) *bearer* (kelompok ikan yang membawa telurnya sampai menetas). Pengelompokan ini mengikuti sifat kecenderungan ikan mulai dari yang kurang melindungi menuju yang lebih melindungi menjaga telurnya, dari kelompok yang sedikit kuning telurnya menuju pada kelompok yang banyak kuning telurnya.

Pemijahan dan fekunditas ikan rawa banjiran sangat berkaitan dengan tipe pemijahan ikan tersebut. Terdapat dua kategori utama tipe pemijah ikan rawa banjiran. Pertama, pemijah serempak yang melepaskan semua telur matang hanya satu kali pada setiap musim pemijahan dalam jangka waktu yang sangat pendek. Kedua, pemijah bertahap yang berulang kali memijah pada satu musim pemijahan dengan hanya sebagian kecil dari total stok telur matang yang dilepaskan pada setiap kali memijah (Godinho *et al.* 2010). Pada Tabel 2-1 diuraikan jenis-jenis tingkah laku reproduksi ikan pada rawa banjiran berdasarkan tipe fekunditas dan pemijahan ikan.

Berdasarkan penelitian Godinho *et al.* (2010), masa pemijahan ikan rawa banjiran di Brazil dapat dibagi menjadi tiga kelompok, yaitu ikan yang memijah dalam jangka pendek (memijah kurang dari empat bulan), ikan yang memijah dalam jangka menengah (antara 5–8 bulan), dan ikan yang memijah dalam jangka panjang (lebih dari 9 bulan). Ikan-ikan yang berdasarkan habitatnya tergolong sebagai spesies lotik biasanya merupakan ikan peruyaya yang memijah dalam jangka waktu pendek dan hanya sekali dalam satu musim pemijahan. Sebaliknya, ikan-ikan yang tergolong spesies lentik pada dasarnya adalah ikan yang menetap dengan masa memijah termasuk jangka menengah sampai panjang dan memijah lebih dari satu kali dalam satu musim pemijahan.



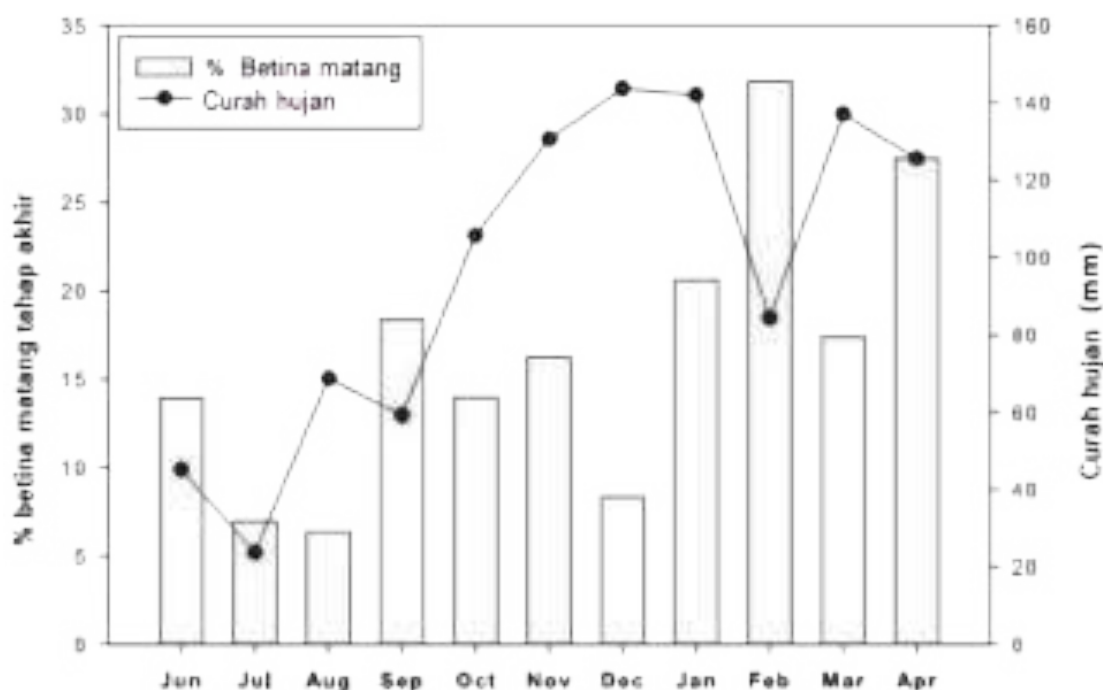
## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan

Tabel 2-1 Tingkah laku reproduksi ikan-ikan rawa banjiran (Lowe-McConnel 1975)

<b>Tipe fekunditas</b>	<b>Pemijahan</b>	<b>Pergerakan dan pola pengasuhan</b>	<b>Contoh</b>
<i>Big Bang</i>	Sekali seumur hidup	Beruaya sangat jauh dan bersifat katadromus. Tidak memiliki pola pengasuhan	<i>Anguilla</i>
Pemijah serempak (fekunditas sangat tinggi)	Terkonsentrasi pada banjir tahunan (annual) atau setahun dua kali (biannual)	Peruaya jarak jauh; pemijah ruang terbuka	Characin, seperti <i>Prochilodus</i> , <i>Salminus</i> , <i>Alestes</i> . Cyprinid, seperti <i>Labeo</i> , <i>Barbus</i> , <i>Cirrhinus</i> . Siluroid, seperti <i>Schilbe</i>
		Peruaya lateral lokal; pemijah ruang terbuka	<i>Heteropneustes</i> , <i>Catla catla</i> , <i>Labeo rohita</i> , Mormyrids
Pemijah bertahap	Sepanjang musim banjir	Umumnya peruaya lateral; pemijah ruang terbuka	Beberapa cyprinid, characin dan siluroid seperti <i>Clarias</i> , <i>Micralestes acutidens</i>
		Membuat sarang di dasar perairan dan menjaga telurnya ( <i>guarders</i> )	<i>Protopterus</i> , <i>Arapaima</i> , <i>Serrasalmus</i> , <i>Hoplias</i> , <i>Heterotis</i>
Pemijah dengan jumlah anakan sedikit (fekunditas rendah)	Pada saat air tinggi (banjir), namun dapat dimulai sejak air masih rendah, atau berlangsung sepanjang tahun	Membuat sarang dengan berbagai tingkah laku	<i>Tilapia</i> , <i>Hypostomus</i>
		Membawa telurnya	<i>Aspredo</i> , <i>Loricaria</i> sp.
		Mengerami telur di mulut	<i>Osteoglossum</i> , <i>Sarotherodon</i> spp.
	Mengandung anakan	<i>Potamotrygon</i> , <i>Poeciliidae</i>	
	Pada akhir musim penghujan	Spesies tahunan dengan telur dalam fase istirahat	Beberapa cyprinodont



Fenomena yang agak berbeda ditemukan di perairan yang mengalami hipoksia di rawa-rawa Lwamunda yang terpisah dari sungai utamanya. Dari hasil penelitian Reardon dan Chapman (2008), *Pseudocrenilabrus multicolor* selalu aktif bereproduksi sepanjang tahun, bahkan selama puncak musim kering sekalipun. Namun demikian, terdapat variasi aktivitas reproduksi musiman dengan curah hujan sebagai penentu pola reproduksinya. Tingkat kematangan gonad pada betina dewasa berkorelasi positif dengan curah hujan pada bulan sebelumnya (Gambar 2-6) sehingga dapat dikatakan bahwa curah hujan dan faktor-faktor lain yang berhubungan dengannya memicu kematangan gonad ikan ini.



Gambar 2-6 Persentase *Pseudocrenilabrus multicolor* yang matang gonad dalam setahun dan hubungannya dengan curah hujan bulanan (Reardon dan Chapman 2008)



## 2.5 Penutup

Pola dan strategi reproduksi ikan yang mendiami rawa banjir sangat bervariasi dan dipengaruhi oleh pola banjir yang menjadi karakteristik ekosistem rawa banjir. Masa persiapan reproduksi pada umumnya sudah dimulai pada akhir musim kemarau yang ditunjukkan dengan mulai meningkatnya tingkat kematangan gonad. Nilai tingkat kematangan gonad mencapai maksimum pada awal musim penghujan dan pemijahan terjadi segera setelah penggenangan terjadi. Ikan yang mendiami rawa banjir pada umumnya adalah ikan yang membuat sarang dan melakukan pengasuhan.

Ikan pemijah serempak yang pada umumnya masuk pada kategori ikan putih, memiliki masa pemijahan yang lebih pasti, memiliki fekunditas yang lebih besar, menghasilkan telur ukuran lebih kecil, namun dalam jumlah yang lebih banyak, dan sebagian besar melakukan ruaya. Sementara itu, ikan pemijah bertahap mempunyai masa pemijahan tidak terlalu jelas, dalam sekali memijah menghasilkan telur yang lebih sedikit, dan mungkin melakukan ruaya lokal untuk berkembang biak.

## Senarai Pustaka

- Acharia K, Lal B, Singh TP, Pati AK. 2000. Circadian phase dependent thermal stimulation of ovarian recrudescence in Indian catfish, *Clarias batrachus*. *Biological Rhythm Research* 31(2): 125–135.
- Agostinho AA, Gomes LC, Verissimo S, Okada EK. 2004. Flood regime, dam regulation and fish in the upper Parana River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment. *Review in Biology and Fisheries* 14(1): 11–19.
- Bailly D, Agostinho AA, Suzuki HI. 2008. Influence of the flood regime on the reproduction of fish species with different reproductive strategies in the Cuiaba River, Upper Pantanal, Brazil. *River Research and Applications* 24(9): 1218–1229.
- Balcombe SR, Bunn SE, Arthington AH, Fawcett JH, Mckenzie-Smith FJ, Wright A. 2007. Fish larvae, growth and biomass relationships in an Australian arid zone river: links between floodplains and waterholes. *Freshwater Biology* 52(12): 2385–2398.



- Balon EK. 1990. Epigenesis of an epigeneticist: the development of some alternative concepts on the early ontogeny and evolution of fishes. *Guelph Ichthyology Reviews* 1: 1–48.
- Daga VS, Gogola TM, Sanches PV, Baumgartner G, Baumgartner D, Piana PA, Gubiani EA, Delariva RL. 2009. Fish larvae assemblages in two floodplain lakes with different degrees of connection to the Paraná River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 7(3): 429–438.
- Godinho AL, Lamas IR, Godinho HP. 2010. Reproductive ecology of Brazilian freshwater fishes. *Environmental Biology of Fishes* 87(2): 143–162.
- Guerrero HY, Cardillo E, Poleo G, Marcano D. 2009. Reproductive biology of freshwater fishes from the Venezuelan floodplains. *Fish Physiology and Biochemistry* 35(1): 189–196.
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE. 1989. The flood pulse concept in river–floodplain systems. In Dodge DP (ed.) Proceedings of the International Large Rivers Symposium (LARS). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 106 (Spec. Publ.): 110–127.
- King HR, Pankhurst NW. 2003. Ovarian growth and plasma sex steroid and vitellogenin profiles during vitellogenesis in Tasmanian female Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Aquaculture* 219(1–4): 797–813.
- Lowe-McConnell RH. 1975. *Fish Communities in Tropical Freshwaters*. London: Longman.
- Paira AR, Drago EC. 2007. Origin, evolution, and types of floodplain water bodies. In Iriondo MH, Paggi JC, Parma MJ (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp 53–81.
- Peter RE, Yu KL. 1997. Neuroendocrine regulation of ovulation in fishes: basic and applied aspects. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7(2): 173–197.
- Reardon EE, Chapman LJ. 2008. Reproductive seasonality in a swamp-locked African cichlid. *Ecology of Freshwater Fish* 17(1): 20–29.
- Rossi L, Cordiviola E, Parma MJ. 2007. Fishes. In Iriondo MH, Paggi JC, Parma MJ (Editors). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. pp 305–325.

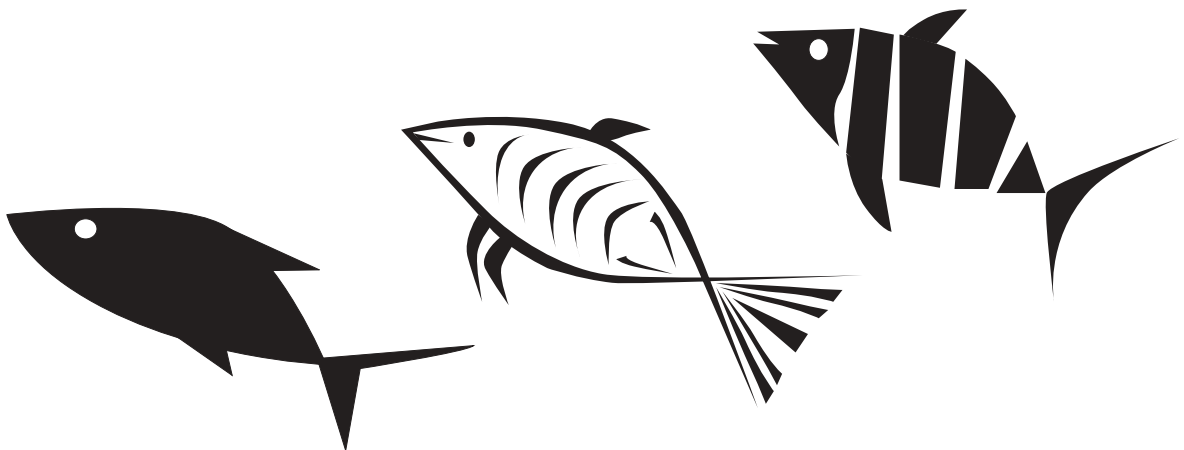


- Tveiten H, Johnsen HK. 2001. Thermal influences on temporal changes in plasma testosterone and oestradiol-17 $\beta$  concentrations during gonadal recrudescence in female common wolffish. *Journal of Fish Biology* 59(1): 175–178.
- Welcomme RL. 1979. *Fisheries Ecology of Floodplain Rivers*. Longman, London and New York. 317 p.
- Welcomme RL. 1985. River fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*, 262: 330 p.
- Welcomme RL. 2001. *Inland Fisheries: Ecology and Management*. Blackwell Science. Cornwall, Geat Britain. 358 pages.
- Welcomme RL, Winemiller KO, Cowx IG. 2006. Fish environmental guilds as a tool for assessment of ecological condition of rivers. *River Research and Application* 22(3): 377–396.
- Winemiller KO, Jepsen DB. 1998. Effects of seasonality and fish movement on tropical river food webs. *Journal of Fish Biology* 53 (Suplement sA): 267–296.
- Yustina, Arnentis. 2002. Aspek reproduksi ikan kapiék (*Puntius schwanenfeldi* Bleeker ) di Sungai Rangau – Riau, Sumatra. *Jurnal Matematika dan Sains* 7(1): 5–14.



PERUBAHAN MUSIMAN  
STRUKTUR KOMUNITAS IKAN  
DI RAWA BANJIRAN

Meria Tirsia Gundo



### 3.1 Pendahuluan

Dari sudut pandang ekologi istilah komunitas dapat diartikan sebagai suatu unit ekologi yang terdiri atas beberapa populasi yang berada bersama-sama dalam suatu ruang dan waktu (McNaughton dan Wolf 1998). Suatu komunitas biologi dapat berbeda menurut tempat dan waktu. Perbedaan tersebut disebabkan oleh adanya perbedaan antara struktur habitat, ketersediaan sumber daya, dan bentuk-bentuk biogeografi. Mengetahui dan memperkirakan bagaimana karakteristik komunitas dalam merespons faktor-faktor lingkungan merupakan tujuan utama dalam ekologi komunitas. Faktor-faktor lingkungan yang berperan penting dan merupakan penentu utama terhadap penyebaran dan kelimpahan komunitas ikan dibedakan atas faktor-faktor biotik, abiotik, dan biogeografi (Súarez dan Petrere Jr 2007).

Faktor-faktor tersebut perlu dipelajari dan dipahami secara benar terutama dalam pengelolaan sumber daya perikanan. Mempelajari hubungan antara struktur komunitas dan variasi lingkungan akan membantu memperjelas bagaimana proses biotik (predasi dan kompetisi), proses abiotik, dan interaksi keduanya berperan dalam struktur komunitas ikan (Rodríguez dan Lewis 1997).

Ekosistem daerah rawa banjiran memiliki struktur dan kondisi lingkungan yang khas. Ciri-ciri ekosistem rawa banjiran, meliputi saluran sungai, danau banjiran, batas penghalang, aliran sungai yang berkelok membentuk lengkungan cembung (*scroll*), rawa, tanggul alami, dan rawa yang terbencong (*backswamp*) (Welcomme 1979). Fernandes *et al.* (2010) menyatakan bahwa daerah rawa banjiran sungai besar merupakan mosaik lingkungan yang terdiri atas lingkungan lotik permanen (sungai), lingkungan lentik (danau), dan badan air yang bersifat temporal. Badan air yang bersifat temporal terbentuk karena perluasan zona litoral dari badan air permanen pada setiap siklus banjir.

Ekosistem rawa banjiran menyediakan beraneka ragam sumberdaya baik berupa hewan maupun tumbuhan, terdapat unsur-unsur hara yang kompleks dan siklus energi yang terintegrasi sehingga berperan penting dalam mempertahankan keanekaragaman hayati organisme perairan, maupun organisme daratan yang tinggi (Correa 2005). Rawa banjiran juga diketahui berperan penting sebagai daerah asuhan bagi ikan muda. Sifat lingkungan seperti aliran lambat dan ditutupi oleh makrofita padat, merupakan tempat yang sangat disukai larva ikan bagi perkembangannya (Daga *et al.* 2009). Dudgeon (2000) menyatakan bahwa kekayaan jenis ikan air tawar di dunia sebagian besar berada di kawasan rawa banjiran tropik.





Pulau Sumatera merupakan salah satu daerah yang memiliki lahan basah berupa rawa banjiran yang cukup luas di Indonesia. Wargasasmita (2002) menyatakan Pulau Sumatra memiliki hutan rawa air tawar seluas 11.225 ha, dan danau limpasan banjir seluas 200.00 Ha. Danau Cala merupakan salah satu ekosistem rawa banjiran cukup luas yang ditemukan di daerah Sumatera Selatan. Nurdawati dan Prasetyo (2007) melaporkan ekosistem rawa banjiran Danau Cala merupakan perairan rawa banjiran yang dekat dengan Daerah Aliran Sungai Musi. Perairan ini memiliki beberapa ekosistem, yaitu sungai, hutan rawa, danau dan lebak lebung, dan beragam vegetasi. Selain danau ini, pulau Sumatera juga memiliki ekosistem sungai rawa banjiran yang terdapat di Provinsi Riau, yaitu Sungai Kampar yang memiliki keragaman jenis ikan yang tinggi (Elvyra 2009). Sulistiyarto *et al.* (2007) juga melaporkan salah satu bentuk ekosistem rawa banjiran yaitu rawa lebak yang terdapat di pulau Kalimantan. Sekitar 16,67% (40.000 Ha) wilayah kota Palangkaraya merupakan kawasan rawa lebak terutama rawa lebak sungai Rungan yang merupakan anak sungai Kahayan dan dinyatakan sebagai *hot spot* keanekaragaman ikan di paparan Sunda.

Bab ini menguraikan bagaimana proses perubahan struktur komunitas ikan di ekosistem rawa banjiran yang sangat dinamis dan faktor-faktor lingkungan yang ikut andil di dalamnya.

### 3.2 Karakteristik ekosistem rawa banjiran

Zorn *et al.* (2005) menyatakan rawa banjiran merupakan ekosistem yang sangat dinamis. Karena area ini sangat dipengaruhi oleh sungai yang ada di sekelilingnya, siklus nutrien yang terbuka, dan aliran energi yang cepat. Perpindahan air secara lateral ke daerah rawa banjiran membawa serta lumpur yang mengandung hara. Ketika rawa banjiran tergenang terjadi pelepasan material yang berasal dari pembusukan tumbuhan, kotoran hewan, dan bahan-bahan lainnya. Penyuburan secara musiman oleh air banjir ini menjadikan daerah rawa banjiran sebagai tempat yang subur bagi vegetasi dan digunakan sebagai tempat pertanian pada musim kering. Proses transfer energi dan unsur hara pada saat banjir digambarkan melalui konsep gerak banjir (*flood pulse concept/ FPC*). Konsep ini berfokus pada pertukaran air, nutrisi, dan organisme secara lateral antara sungai (atau danau) dan rawa banjiran (Junk *et al.* 1989; Junk dan Wantzen 2003). Kondisi ekosistem rawa banjiran yang khas, direspons oleh biota



dengan melakukan adaptasi morfologi, anatomi, fisiologi, fenologi, dan etologi yang akhirnya dapat membentuk suatu karakteristik struktur komunitas (Junk *et al.* 1989).

Fluktuasi permukaan air yang terjadi setiap tahun merupakan isyarat penting yang sangat memengaruhi sebagian besar ikan di daerah tropis. Dengan datangnya musim penghujan, ruas sungai yang merupakan daerah kering mulai mengalir kembali, kolam-kolam kecil di hutan yang mengalami stagnan dan perairan surut yang terperangkap di rawa banjiran mulai tercuci keluar, permukaan air danau meningkat, aliran sungai-sungai utama mengalami peningkatan besar (Moyle dan Cech 2004). Sebaliknya, menurut Welcomme (1979) pada musim kemarau, hanya saluran sungai utama dan bagian perairan yang rendah yang tetap tergenang. Kondisi ini memberikan karakteristik pada ekosistem sungai rawa banjiran.

Menurut Welcomme (2001), terdapat empat fase dalam siklus musiman di daerah rawa banjiran, yaitu fase air dangkal, fase mulai naiknya permukaan air, fase air tinggi (banjir), dan fase air surut.

**Fase air dangkal.** Fase ini terjadi pada musim kemarau ketika sungai terpisah dengan saluran utama dan danau permanen rawa banjiran. Pada saat itu badan air rawa banjiran sering tidak berhubungan dengan saluran utama dan saluran dapat terpisah-pisah menjadi kolam-kolam yang tidak saling berhubungan;

**Fase mulai naiknya permukaan air.** Pada fase ini air mulai mengisi saluran-saluran utama sampai mencapai satu titik, yaitu sebelum air meluap melebihi bantaran pembatas saluran. Sesaat setelah air mencapai dan menutupi bantaran pembatas saluran tersebut, air kemudian siap bergerak mengalir masuk ke dalam daerah rawa dan menghubungkan perairan yang sebelumnya berada dalam saluran terpisah;

**Fase air tinggi (banjir).** Pada fase ini air sudah naik melewati bantaran pembatas sungai atau saluran utama dan menyebar masuk ke daerah rawa banjiran. Pada saat itu badan air rawa banjiran menghubungkan saluran utama yang satu dengan saluran utama lainnya; dan

**Fase air surut.** Ini merupakan fase ketika air bergerak mundur dari rawa banjiran ke arah saluran-saluran utama. Terjadi peningkatan isolasi badan air rawa banjiran dan diikuti oleh menyusutnya daerah rawa.



Fase air surut dan fase air dangkal di daerah rawa banjir terjadi pada awal sampai akhir musim kemarau, sedangkan fase mulai naiknya permukaan air dan fase banjir terjadi pada awal sampai akhir musim penghujan. Fase-fase yang terdapat dalam siklus musiman tersebut memberikan pengaruh yang mendorong terjadinya perubahan struktur komunitas ikan di daerah rawa banjir.

Welcomme (2001) menyatakan alur penghubung antara sungai dan rawa banjir sangat esensial bagi sejarah kehidupan (*life history*) ikan. Banyak ikan sungai yang bersiap untuk memanfaatkan musim banjir dan menggunakan area yang terendam untuk memijah dan mencari makan. Hilangnya alur penghubung ini mengakibatkan penurunan drastis produktivitas perikanan lokal dan kepunahan beberapa spesies. Karena alur penghubung antara danau rawa banjir dan sungai utama yang ada secara permanen atau musiman merupakan faktor penentu dalam penggunaan lingkungan ini sebagai daerah pemijahan dan daerah perkembangan larva bagi spesies ikan penghuni tetap (*sedentary*) atau ikan yang beruaya. Hilangnya alur penghubung berpengaruh besar terhadap reproduksi ikan.

Hartoto *et al.* (1998) menyatakan bahwa di daerah rawa banjir dapat ditemukan adanya lubuk pada ruas sungai utama dan anak sungai utama. Lubuk lebih dalam daripada bagian lain sungai sehingga dedaunan yang gugur ke sungai akan terkumpul di dasar sungai. Jika di dalam lubuk terdapat batu-batuan, maka situasi ini menciptakan ruang bagi ikan untuk bersembunyi dan berlindung. Rawa banjir pada umumnya dihubungkan dengan anak sungai utama oleh satu atau dua buah alur penghubung. Namun demikian, ada juga tipe rawa banjir yang berhubungan langsung dengan ruas sungai utama. Alur penghubung rawa banjir dengan ruas sungai utama seringkali lebih kecil dan mendapat air dari daerah aliran sungai yang posisinya lebih tinggi daripada rawa. Rawa tipe ini lebih cepat mengalami pendangkalan karena hasil proses erosi yang terbawa aliran sungai utama. Kondisi tersebut menyebabkan rawa lebih cepat terputus hubungannya dengan ruas sungai utama pada musim kemarau dan paling terlambat bersambung lagi dengan sungai utama pada musim penghujan.

Daerah rawa banjir lembah Amazon secara periodik digenangi banjir oleh luapan air sungai, danau, atau air hujan (Mertes *et al.* 1995; Correa 2005). Mereka melaporkan bahwa terdapat perbedaan kualitas perairan dalam ekosistem rawa banjir di lembah Amazon. Secara musiman, ekosistem rawa banjir di kawasan ini digenangi oleh: (1) sungai-sungai yang memiliki sedimen



dan kaya akan unsur hara diistilahkan dengan *white water* atau *valsea*; (2) sungai-sungai yang memiliki sedimen dan miskin unsur hara diistilahkan dengan *black water* atau *igapo*. *White water* memiliki padatan tersuspensi yang tinggi, pH mendekati netral (6-7), dan daya hantar listrik yang tinggi ( $50-300\mu\text{S cm}^{-1}$ ). *Black water* ditandai oleh kecerahan yang relatif tinggi, warna air dipengaruhi oleh tanah yang digenangi dan konsentrasi senyawa organik dalam air. Air bewarna coklat tua tetapi transparan, karena mengandung larutan bahan-bahan humus organik, bersifat sangat asam dengan pH di bawah 4,5 (Moyle dan Cech 2004). Di Indonesia rawa gambut termasuk perairan air hitam, dicirikan oleh warna perairan coklat tua sampai kehitaman yang disebabkan oleh adanya asam humat, pH yang lebih rendah, dan kecerahan tinggi (Hartoto *et al.* 1998).

Castro dan McGrath (2000) menyatakan bahwa daerah yang merupakan *white water/valsea* di daerah rawa banjiran lembah Amazon menutupi areal sekitar 160.000 km<sup>2</sup>. Correa (2005) juga melaporkan pada musim banjir daerah rawa banjiran Amazon merupakan habitat yang sangat penting bagi spesies ikan Amazon. Lembah Amazon memiliki keanekaragaman fauna ikan tertinggi di dunia, 3000 spesies ikan ditemukan di kawasan ini. Hal ini menguatkan laporan Smith *et al.* (1988) yang menyatakan bahwa daerah rawa banjiran yang berada di daerah tropis yang bersuhu tinggi memiliki kekayaan spesies, dan keanekaragaman dari tingkat genetik sampai tingkat famili yang lebih tinggi.

### 3.3 Kelompok ikan di rawa banjiran

Moyle dan Cech (2004) menyatakan bahwa penyebaran ikan di daerah tropis dipengaruhi oleh respon spesies terhadap kombinasi faktor fisik, kimiawi, dan biologi perairan. Faktor fisik meliputi antara lain suhu, fluktuasi tinggi permukaan air, gradien dan ordo sungai, dan kekeruhan. Faktor kimiawi terkait antara lain oksigen terlarut, pH, dan nutrisi terlarut sedangkan faktor biologi antara lain pemangsaan, persaingan, dan simbiosis antar populasi.

Terkait dengan hal tersebut di atas terdapat kelompok-kelompok dalam komunitas ikan yang dapat hidup dan beradaptasi dengan baik pada ekosistem rawa banjiran. Oleh Welcomme (1979), komunitas ikan tersebut dikelompokkan ke dalam tiga kelompok berdasarkan tingkah lakunya penyebarannya.

Kelompok pertama adalah ikan yang memiliki kemampuan beruaya yang kuat, yang dapat bergerak dengan jarak jauh dari habitat tempat mencari makan ke habitat berpijah. Biasanya kelompok ini merupakan kelompok ikan



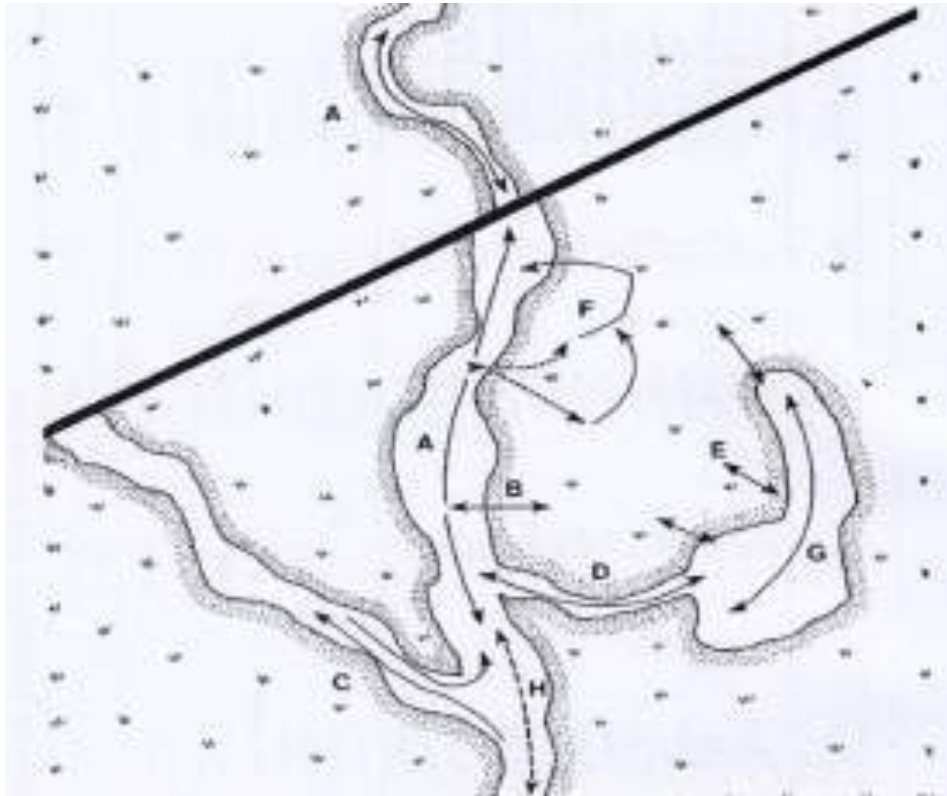
yang tak toleran terhadap perairan yang memiliki kandungan oksigen terlarut rendah. Mereka akan menghindari kondisi yang berat di rawa banjiran pada musim kemarau, dengan beruaya jauh ke saluran sungai utama. Kelompok ini diistilahkan sebagai *whitefish*, misal Cyprinidae, Characoidae, dan Mormyridae.

Kelompok kedua terdiri atas kelompok ikan yang berpindah hanya secara lokal dari badan air rawa banjiran ke sekitarnya pada saat banjir dan kemudian kembali ke bagian dalam (lebak/lebung) pada saat musim kemarau. Kelompok ini diistilahkan sebagai *black fish*. Channidae, Anabantidae, Osteoglossidae, Polypteridae, dan Siluridaetermasuk kelompok ini.

Kelompok ketiga yang dikenal dengan istilah *greyfish* adalah spesies intermedia yaitu berada di antara kelompok spesies yang merupakan penghuni tetap daerah rawa banjiran dan kelompok ikan yang beruaya jauh. *Greyfish* umumnya beruaya jarak pendek di daerah rawa banjiran. Ikan-ikan ini menempati daerah perairan rawa banjiran pada saat air naik untuk berpijah dan mencari makan, dan ke sungai utama untuk berlindung pada vegetasi di pinggiran sungai atau di bagian dalam saluran pada musim kemarau. Spesies ini kurang mampu untuk bertahan hidup pada kondisi kandungan oksigen terlarut yang sangat rendah.

Lebih jauh Welcomme (2001) menggambarkan skema ruaya ketiga kelompok ikan tersebut pada Gambar 3-1. Welcomme (2001) menyatakan pula bahwa kelompok ikan pada ekosistem rawa banjiran baik *whitefish*, *blackfish* maupun *greyfish*, memiliki strategi pemijahan yang berbeda. Pada umumnya ikan yang masuk dalam kelompok *whitefish* meletakkan telurnya di substrat terbuka (litofil atau pelagofil) tanpa penjagaan induk. Ikan kelompok *blackfish* memiliki strategi pemijahan yaitu telur yang dipijahkan dijaga dengan membuat sarang terlebih dahulu; ada yang meletakkan di tumbuhan air dan ada pula yang memijah di substrat terbuka. Strategi pemijahan kelompok *grayfish*, yaitu menjaga telur yang dipijahkan, pembuahan secara eksternal atau internal, dan juga dapat membuat sarang yang rumit.





Gambar 3-1 Bentuk-bentuk ruaya ikan di sungai dan danau rawa banjiran: A. Ruaya longitudinal ikan kecil dan larva dalam saluran sungai dan hulu (pola *whitefish*); B. Ruaya lateral ikan dewasa dan muda ke rawa banjiran; C. “*Piracema*” bentuk ruaya ikan dewasa kedalam atau ke luar *tributaries*; D. Ruaya lateral antara saluran sungai utama dengan danau rawa banjiran; E. Ruaya lateral ikan dari danau rawa banjiran ke daerah rawa banjiran (pola *blackfish*); F. Ruaya ikan dewasa untuk bertelur di pinggiran sungai dan perpindahan larva ikan ke dalam rawa banjiran dan perpindahan kembali ikan muda ke saluran utama (pola *grayfish*); G. Perpindahan internal di dalam danau; H. Ruaya anadromus atau katadromus dari laut ke dalam ekosistem (Welcomme 2001).

### 3.4 Perubahan struktur komunitas ikan

Struktur komunitas ikan yang hidup dalam ekosistem rawa banjiran sangat dinamis terkait erat dengan karakter habitatnya yang secara musiman berfluktuasi ekstrim dalam hal ketersediaan makanan, tempat perlindungan, oksigen terlarut, dan juga kepadatan predator serta parasit (Rodríguez dan Lewis 1994, Tejerina-Garro *et al.* 1998, Crampton 2008, Phiri dan Shirakihara 1999).



Di sungai-sungai rawa banjir penggenangan merupakan kontrol yang secara drastis dapat memengaruhi dinamika pembentukan kelompok ikan pada sistem ini. Respons komunitas ikan yang hidup secara musiman di rawa banjir terhadap kedalaman penting karena spesies memiliki habitat yang berbeda dan berhubungan dengan kedalaman perairan yang spesifik (Fernandes *et al.* 2010).

### Fase air surut dan fase air dangkal

Fase air surut dan fase air dangkal terjadi pada musim kemarau. Ketika air bergerak keluar dari rawa banjir ke arah saluran-saluran utama, badan air rawa banjir terisolasi dan kemudian terjadi pengeringan daerah rawa. Fase ini dimulai pada awal musim kemarau.

Pada waktu air mulai surut induk ikan dari daerah rawa banjir secara bergerombol kembali ke habitat semula pada sungai utama (Nurdawati dan Prasetyo 2007). Itu sebabnya jumlah jenis ikan di sungai meningkat pada saat musim air dangkal (musim kemarau). Hal ini menunjukkan sungai merupakan tempat pengungsian ikan rawa lebak pada saat air rawa lebak surut (Sulistiyarto *et al.* 2007). Hal ini juga dilaporkan oleh Flores *et al.* (2009), keanekaragaman ikan di Sungai Garupá sangat dipengaruhi oleh Sungai Paraná Brazil karena Sungai Garupá merupakan tempat ruaya ikan-ikan dari Sungai Paraná pada musim semi dan musim panas.

Perubahan struktur komunitas ikan di daerah rawa banjir yang terjadi antara awal dan akhir musim kemarau terkait dengan penurunan kecerahan dan kedalaman air. Terdapat hubungan yang positif antara kekayaan spesies dan kedalaman badan air (Phiri dan Shirakihara 1999, Tejerina-Garro *et al.* 1998, Fernandes *et al.* 2010) karena pada danau yang dangkal lebih mudah terjadi resuspensi sedimen yang menyebabkan kekeruhan (Halmiton dan Lewis 1990).

Tejerina-Garro *et al.* (1998) melaporkan bahwa kemampuan penglihatan ikan berperan penting dalam struktur komunitas ikan pada awal sampai akhir musim kemarau. Jenis ikan yang memiliki kemampuan adaptasi penglihatan yang baik lebih berlimpah di perairan jernih, sedangkan ikan dengan adaptasi penglihatan rendah sangat melimpah di perairan keruh. Mereka mengamati ikan diurnal, *characiforms*. Ikan ini memiliki orientasi visual dengan ukuran mata besar, melimpah dalam perairan jernih. Sebaliknya, *catfishes* yang merupakan jenis ikan dengan adaptasi sensorik yang baik (misalnya taktil dan reseptor



kimiaawi) terutama pada malam hari dan memiliki jarak pandang pendek ditemukan melimpah pada air yang keruh. Pada saat terjadi penurunan kecerahan dan kedalaman, kelimpahan *characiforms* secara relatif mengalami penurunan dibandingkan dengan kelimpahan *catfishes*.

Perubahan struktur komunitas ikan di rawa banjiran Danau Orinoco terjadi pada awal musim kemarau, ketika ikan-ikan yang mengandalkan kemampuan visual mengalami penurunan jumlah yang besar dibandingkan dengan ikan yang memiliki adaptasi baik terhadap cahaya yang rendah (Rodríguez dan Lewis 1994). Struktur komunitas ikan di perairan ini terbentuk oleh hubungan kausal antara pemangsa ikan dengan kecerahan dan antara kecerahan dengan morfometri danau.

Petry *et al.* (2003) menemukan bahwa variabel limnologis memiliki hubungan yang kuat dengan kekayaan spesies, kepadatan, dan biomassa ikan dewasa. Keragaman komposisi kelompok ikan menggambarkan tingkat konektivitas secara hidrologi. Di danau-danau yang saling berhubungan, nilai indek ekologi seperti kekayaan spesies, kepadatan, dan biomasa rendah dibandingkan dengan danau-danau yang tidak saling berhubungan. Diamati pula bahwa pola keragaman indeks-indeks ekologi dalam kelompok ikan dewasa berkorelasi langsung dengan faktor-faktor yang berhubungan dengan konektivitas hidrologi seperti kedalaman, sumberdaya (zooplankton dan klorofil) dan nutrisi (total fosfat).

Pada saat terjadinya perubahan kondisi permukaan perairan pada musim kemarau dan musim penghujan, keberadaan alur penghubung /konektivitas antara daerah rawa banjiran dan sungai utama menjadi sangat penting. Daga *et al.* (2009) melaporkan adanya alur penghubung antara danau rawa banjiran dan sungai utama memengaruhi keanekaragaman dan kelimpahan kelompok larva ikan.

Selain banjir tahunan Junk *et al.* 1983 in Tejerina-Garro *et al.* (1998) melaporkan faktor abiotik antara lain kandungan oksigen terlarut dapat menjadi faktor utama yang memengaruhi struktur komunitas ikan di danau neotropikal. Ditemukan hubungan yang kuat antara struktur kumpulan iktioplankton dengan variabel lingkungan terutama variabel oksigen terlarut, temperatur perairan, kecepatan arus, dan curah hujan (Daga *et al.* 2009).





Perubahan struktur komunitas ikan di daerah rawa banjir pada musim kemarau juga dipengaruhi oleh kematian karena penangkapan seperti yang dilaporkan oleh Husnah *et al.* (2008). Hal ini terjadi karena pada fase air rendah penangkapan ikan lebih mudah dilakukan baik oleh nelayan maupun oleh predator lainnya (Welcomme 2001).

### Fase mulai naiknya permukaan air dan fase banjir

Fase ini terjadi pada musim penghujan. Fase mulai naiknya permukaan air ditandai dengan mulai terisinya saluran-saluran utama oleh air hujan. Rawa banjir selanjutnya memasuki fase banjir. Air meluap melewati bantaran sungai atau saluran utama dan menyebar masuk menggenangi daerah rawa banjir.

Sebagian besar ikan sungai tropis pada musim hujan berpindah ke daerah rawa banjir untuk memijah (Moyle dan Cech 2004). Sejumlah data menunjukkan bahwa banyak spesies ikan di lembah Sungai Amazon bereproduksi di saluran utama sungai *white water*, dan kemudian larva dan ikan-ikan mudah berpindah secara pasif ke perairan rawa banjir pada saat air tinggi (Mérona dan Mérona 2004). Tanpa luapan air sungai dan penggenangan daerah rawa banjir, telur dan larva ikan tidak dapat mencapai laguna atau danau banjir, tetapi akan tetap tinggal di dalam aliran sungai utama di mana mereka menjadi sangat rentan terhadap pemangsa oleh ikan dan organisme akuatik lainnya (Welcomme 2001). Kondisi tersebut dapat menurunkan keanekaragaman ikan, terutama ikan-ikan peruyaya tinggi yang memiliki siklus hidup yang berkaitan erat dengan tingkat elevasi fluviometrik (Daga *et al.* 2009, Gogola *et al.* 2010).

Pada awal musim banjir ikan rawa banjir melakukan aktivitas reproduksi untuk menjamin anakan yang akan dihasilkan berkembang dengan baik sebelum periode air rendah berikutnya tiba, seperti pada ikan *Symphysodon haraldi* yang hidup di rawa banjir Amazon (Crampton 2008). Hal yang sama juga teramati pada ikan *S. zambezensis* di Danau Karibia yang waktu reproduksinya bertepatan dengan waktu banjir dari Sungai Zambezi dan dipicu oleh naiknya permukaan air, meningkatnya kekeruhan perairan, serta dibarengi oleh meningkatnya jumlah ikan jantan (Sanyanga 1996). Pemijahan dipengaruhi oleh suhu, pH dan curah hujan. Selain itu suhu merupakan satu faktor yang paling penting dalam sejarah hidup ikan karena suhu dapat mempercepat atau memperlambat proses-proses metabolisme (Gogola *et al.* 2010).



Kepadatan larva ikan di perairan rawa banjiran dipengaruhi oleh pH, daya hantar listrik, oksigen terlarut, dan curah hujan (Gogola *et al.* 2010). Daga *et al.* (2009) menemukan kelimpahan larva ikan yang tinggi berasosiasi dengan nilai daya hantar listrik dan suhu perairan yang tinggi (mendekati 30°C) dan kelimpahan rendah ditemukan ketika perairan menjadi lebih panas (mendekati 36°C). Mereka juga menemukan bahwa kondisi lingkungan yang disukai larva ikan adalah waktu curah hujan tinggi.

Alur penghubung antara danau-danau rawa banjiran memiliki peran penting bagi larva. Gogola *et al.* (2010) menyatakan bahwa danau-danau yang berhubungan dengan sungai memiliki kepadatan dan keragaman jenis larva yang lebih tinggi dibandingkan dengan danau-danau yang terisolasi. Daga *et al.* (2009) menyatakan bahwa daerah rawa banjiran berperan sebagai tempat perlindungan yang memiliki makanan berlimpah sehingga memungkinkan larva tetap bertahan hidup. Makrofita menyuplai substrat untuk perkembangan komunitas perifiton, yang merupakan makanan penting bagi larva. Selain itu makrofita merupakan tempat larva berlindung dari predator, karena pada tingkat larva ikan mudah mengalami gangguan.

Kondisi struktur komunitas ikan pada fase naiknya permukaan air dan fase banjir juga dilaporkan oleh Tampubolon *et al.* (2008). Jumlah ikan yang masuk ke daerah rawa banjiran sungai Kampar Kiri pada musim penghujan (bulan Juli sampai Desember) cenderung meningkat tiap bulannya. Kian meningkatnya tinggi muka air di Sungai Kampar Kiri merangsang ikan untuk beruaya dan bereproduksi di perairan rawa banjiran.

### 3.5 Kajian komunitas ikan rawa banjiran

Konsep gerak banjir yang dicetuskan pertama kali oleh Junk *et al.* (1989) dikembangkan berdasarkan data dan pengamatan jangka panjang daerah neotropikal (Amazon) dan sungai zona iklim sedang (Mississippi). Konsep ini memberikan gambaran umum dan memperkuat gagasan bahwa sungai dan rawa banjiran harus dipandang sebagai satu unit dan karena itu tidak dapat diperlakukan secara terpisah dalam studi ekologi (Junk dan Wantzen 2003).

Gogola *et al.* (2010) melaporkan anak sungai-anak sungai di rawa banjiran digunakan sebagai alur ruaya ikan, dari saluran utama ke perairan rawa banjiran pada musim banjir. Perairan rawa banjiran memiliki arti penting secara ekologi



## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan

karena merupakan tempat untuk perkembangan ikan baik spesies ikan penetap maupun ikan yang beruaya. Perairan ini juga sangat rentan terhadap dampak, gangguan yang dapat menyebabkan kerusakan permanen.

Indonesia memiliki beberapa ekosistem sungai rawa banjir yang sudah banyak dikaji secara ilmiah antara lain Sungai Enim (Hamidah 2004), Sungai Kampar Riau (Simandjuntak *et al.* 2006 dan Atmadja *et al.* 2008), Danau Semayang dan Melintang (Haryono 2006), Danau Cala (Nurdawati dan Prasetyo 2007), dan Rawa Lebak Palangkaraya (Sulistiyarto *et al.* 2007). Namun demikian masih banyak ekosistem rawa banjir yang perlu dikaji secara mendalam, antara lain ekosistem rawa banjir Sungai Maro, Sungai Kumbe dan Sungai Bian yang merupakan wilayah Kabupaten Merauke di daerah Selatan Papua. Ekosistem rawa banjir ini penting antara lain karena merupakan habitat ikan hias air tawar arwana Irian (*Scleropages jardinii*).

Danau Poso memiliki zona yang dinamika perairannya serupa dengan perairan rawa banjir, yakni daerah yang tergenang pada musim hujan dan kering pada musim kemarau. Gundo *et al.* (2016) melaporkan zona ini memiliki peran ekologis penting dalam siklus reproduksi ikan endemik di Danau Poso (Gambar 3-2).



Gambar 3-2 Salah satu zona perairan di utara Danau Poso yang dinamika perairannya serupa dengan perairan rawa banjir

Selain itu sebagian daerah perairan rawa banjir telah mengalami kerusakan atau alih fungsi sebelum dikaji/dipelajari keberadaan ekosistemnya. Sebagai contoh wilayah sisi barat Danau Poso, yang diduga sebelumnya merupakan wilayah peralihan akuatik-terestrial (*aquatic terrestrial transition zone*) yang luas, pada saat ini telah menjadi lahan pertanian (Lukman dan Ridwansyah 2009).



Apabila dikelola secara optimal sumberdaya ikan yang dihasilkan dari ekosistem rawa banjiran dapat memberikan sumbangan yang sangat berarti bagi produksi ikan air tawar di Indonesia. Untuk mencapai hal tersebut diperlukan sebuah bentuk pengelolaan berkelanjutan. Pengelolaan berkelanjutan hanya bisa dilakukan dengan baik apabila didasari oleh kajian-kajian ilmiah yang dilakukan secara mendalam, menyeluruh, dan terintegrasi.

### 3.6 Penutup

Struktur komunitas ikan di perairan rawa banjiran berubah secara musiman. Perubahan ini terjadi secara bergantian seiring dengan pergantian musim, mulai pada fase air surut ke fase air (mulai awal sampai akhir musim kemarau) sampai pada fase airtinggi ke fase banjir/penggenangan (mulai dari awal sampai akhir musim hujan). Perubahan struktur komunitas ini terjadi dalam kelompok ikan dewasa, ikan muda maupun larva. Perubahan dapat terjadi dalam bentuk perubahan kepadatan populasi, kekayaan spesies, dan biomassa.

Perubahan struktur komunitas ikan dewasa di daerah rawa banjiran pada musim kemarau, dipengaruhi faktor fisik seperti kecerahan dan kedalaman yang selanjutnya terkait erat dengan kemampuan adaptasi morfologi antara lain yang berhubungan dengan penglihatan ikan. Jenis ikan yang memiliki kemampuan adaptasi yang baik terhadap kondisi perairan yang keruh merupakan ikan yang dominan pada musim kemarau.

Adanya keterkaitan proses-proses ekologis yang erat antara ekosistem sungai/danau dengan ekosistem rawa banjiran maka dalam pengelolaan ekosistem ini diperlukan satu pola yang terpadu dan terintegrasi antara satu ekosistem dengan ekosistem lainnya.

### Senarai Pustaka

- Castro F, McGrath D.2000. From sector to system:towards a multidimensional management in the Lower Amazon floodplain. *In: Cowx IG (editor). Management and Ecology of River Fisheries*. Oxford: Fishing News Books, p 388–399.
- Correa SB. 2005. Comparison of fish assemblages in flooded forest versus floating meadows habitats of an Upper Amazon Floodplain (Pacaya Samiria National Reserve, Peru)[Tesis] Florida: University of Florida 59 p.



- Crampton WRG. 2008. Ecology and life history of an Amazon floodplain cichlid: the discus fish *Symphysodon* (Perciformes: Cichlidae). *Neotropical Ichthyology* 6(4): 599–612.
- Daga VS, Gogola TM, Sanches PV, Baumgartner G, Baumgartner D, Piana PA, Gubiani EA, Delariva RL. 2009. Fish larvae assemblages in two floodplain lakes with different degrees of connection to the Paraná River, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 7(3):429–438.
- Dudgeon D. 2000. The ecology of tropical asian rivers and streams in relation to biodiversity conservation. *Annual Review of Ecology and Systematic* 31: 239–263.
- Elvyra R. 2009. Kajian keragaman genetik dan biologi reproduksi ikan lais di Sungai Kampar Kiri Riau [Disertasi]. Bogor: Institut Pertanian Bogor. 126 hlm (tidak dipublikasikan).
- Fernandes IM, Machado FA, Penha J. 2010. Spatial pattern of a fish assemblage in a seasonal tropical wetland: Effects of habitat, herbaceous plant biomass, water depth, and distance from species sources. *Neotropical Ichthyology* 8(2): 289–298.
- Flores S, Araya PR, Hirt LM. 2009. Fish diversity and community structure in a tributary stream of the Paraná River. *Acta Limnologica Brasiliensia* 21(1): 57–66.
- Gogola TM, Daga VS, da Silva PRL, Sanches PV, Gubiani EA, Baumgartner G, Delariva RL. 2010. Spatial and temporal distribution patterns of ichthyoplankton in a region affected by water regulation by dams. *Neotropical Ichthyology* 8(2): 341–349.
- Gundo MT, Rahardjo MF, Lumban Batu DTF, Hadie W. 2016. Reproductive Characteristics of Female Eggcarrying Buntingi, *Xenopoecilus oophorus* Kottelat, 1990 an Endemic Fish to Lake Poso Central Sulawesi. *Makara Journal of Science* 20(2): 88–94.
- Hamidah A. 2004. Keanekaragaman jenis ikan di Sungai Enim Kabupaten Muara Enim Provinsi Sumatera Selatan. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 4(2): 51–55.
- Hamilton SK, Lewis Jr WM. 1990. Basin morphology in relation to chemical and ecological characteristics of lakes on the Orinoco River Floodplain, Venezuela. *Archiv fur Hydrobiologie* 119(4): 393–425.



- Hartoto DI, Sarnita AS, Syafei DS, Satya A, Syawal Y, Sulastri, Kamal MM, Sidik Y. 1998. *Kriteria evaluasi suaka perikanan perairan darat*. Pusat Penelitian dan Pengembangan Limnologi - LIPI. Cibinong. 51 hlm.
- Haryono. 2006. Iktiofauna di Danau Semayang Melintang Kawasan Mahakam Tengah, Kalimantan Timur. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 6(1): 75–78.
- Husnah, Prianto E, Makri, Dahlan HZ. 2008. Fish community structure in relation to water quality of the down stream of Musi River, South Sumatera, Indonesia. *Indonesia Fisheries Research Journal* 14(2): 51–65.
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE. 1989. The flood pulse concept in river – floodplain systems. In Dodge DP (ed.) Proceedings of the International Large Rivers Symposium (LARS). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 106 (Spec.Publ.): 110–127.
- Junk WJ, Wantzen KM. 2003. The flood pulse concept: New aspects, approaches and applications - An update. In Welcomme RL and Petr T (ed.). *Proceedings of the Second International Symposium on Management of Large Rivers for Fisheries* Volume II. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok Thailand. RAP Publication I7, pp 117–140.
- Lukman, Ridwansyah I. 2009. Telaah kondisi fisik Danau Poso dan prediksi ciri ekosistem perairannya. *Limnotek* 16(2): 64–73.
- McNaughton SJ, Wolf LL. 1998. *Ekologi Umum*. Diterjemahkan oleh Pringgoseputro S dan Srigandono B. Edisi kedua. Yogyakarta: Gadjah Mada University Press. 1140 hlm.
- Mérona B, Mérona JR. 2004. Food resource partitioning in a fish community of the central Amazon floodplain. *Neotropical Ichthyology* 2(2):75–84.
- Mertes LAK, Daniel DL, Melack JM, Nelson B, Martinelli LA, Forsberg BR. 1995. Spatial patterns of hydrology, geomorphology, and vegetation on the floodplain of the Amazon River in Brazil from a remote sensing perspective. *Geomorphology* 13: 215–232.
- Moyle PB, Cech Jr JJ. 2004. *Fishes: an Introduction to Ichthyology*. 5<sup>th</sup> Edition. Prentice-Hall, Inc. Upper Saddle River, NJ 07458. 726 p.
- Nurdawati S, Prasetyo D. 2007. Fauna ikan ekosistem hutan rawa di Sumatera Selatan. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 7(1): 1–8.



- Petry AC, Agostinho AA, Gomes LC. 2003. Fish assemblages of tropical floodplain lagoons: exploring the role of connectivity in a dry year. *Neotropical Ichthyology* 1(2): 111–119.
- Phiri H, Shirakihara K. 1999. Distribution and seasonal movement of pelagic fish in southern Lake Tanganyika. *Fisheries Research* 41(1): 63–71.
- Rodríguez MA, Lewis WM Jr. 1994. Regulation and stability in fish assemblages of neotropical floodplain lakes. *Oecologia* 99(1–2): 166–180.
- Rodríguez MA, Lewis WM Jr. 1997. Structure of fish assemblages along environmental gradients in floodplain lakes of the Orinoco River. *Ecological Monographs* 67(1): 109–128.
- Sanyanga RA. 1996. Variation in abundance of *Synodontis zambezensis* (Pisces: Mochokidae) Peters 1852, in the inshore fishery of Lake Kariba. *Fisheries Research* 26(1–2): 171–186.
- Simandjuntak CPH, Rahardjo MF, Sukimin S. 2006. Iktiofauna rawa banjiran Sungai Kampar Riau. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 6(2): 99–109.
- Smith GR, Stearley RF, Badgley CE. 1988. Taphonomic bias in fish diversity from cenozoic floodplain environments. *Palaeogeography, Palaeoclimatology Palaeoecology* 63(1–3): 263–273.
- Súarez YR, Petrere Jr M. 2007. Environmental factors predicting fish community structure in two neotropical rivers in Brazil. *Neotropical Ichthyology* 5(1): 61–68.
- Sulistiyarto B, Soedarma D, Rahardjo MF, Sumardjo. 2007. Strategi konservasi habitat untuk mempertahankan keaneka-ragaman ikan di rawa lebak Sungai Rungan, Palangkaraya Kalimantan Tengah. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 7(1): 31–39.
- Tampubolon PARP, Rahardjo MF, Sjafei DS, Simanjutak CPH. 2008. Aspek pemijahan ikan motan, *Thynnichthys thynnoides*, Bleeker 1852 (Family Cyprinidae) di rawa banjiran Sungai Kampar Kiri, Riau. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 8(1): 1–9.
- Tejerina-Garro FL, Fortin R, Rodríguez MA. 1998. Fish community structure in relation to environmental variation in floodplain lakes of the Araguaia River, Amazon Basin. *Environmental Biology of Fishes* 51(4): 399–410.



Perubahan Musiman Struktur Komunitas Ikan di Rawa Banjiran  
~ Meria Tirsa Gundo ~

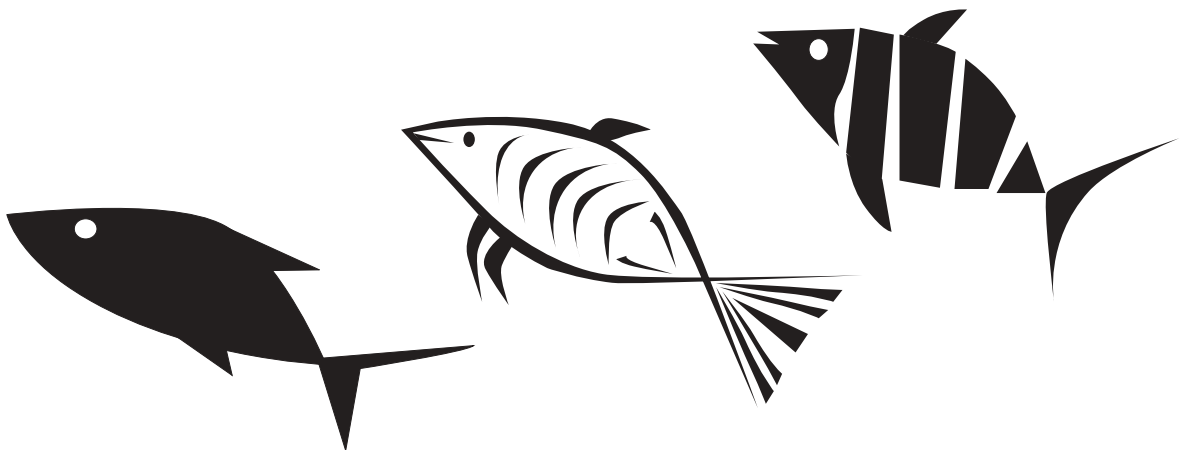
- Wargasasmita S. 2002. Ikan air tawar endemik sumatera yang terancam punah. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 2(2): 41–49.
- Welcomme RL. 1979. *Fisheries Ecology of Floodplain River*. New York: Longman 317 p.
- Welcomme RL. 2001. *Inland Fisheries, Ecology and Management*. .Oxford: Blackwell Science Company 358 p.
- Zorn MI, van Gestel CAM, Eijsackers H. 2005. Species-specific earthworm population responses in relation to flooding dynamics in a dutch foodplain soil. *Pedobiologia* 49(2): 189–198.





RUAYA IKAN POTAMODROMUS  
DI SUNGAI

Haryono



## 4.1 Pendahuluan

Setiap jenis ikan yang menghuni ekosistem perairan mempunyai peranan dan perilaku yang berkaitan dengan lingkungan ekologisnya. Salah satu perilaku yang menarik untuk diketahui adalah ruaya yang dilakukan oleh jenis-jenis ikan tertentu. Kotusz *et al.* (2006) menyatakan bahwa pola ruaya ini sangat penting untuk diketahui karena berkaitan dengan interaksi biologis dan fungsinya pada ekosistem perairan. Ruaya ikan adalah bagian mata rantai daur hidup yang merupakan fenomena adaptasi dan strategi untuk meningkatkan pertumbuhan, kelangsungan hidup ikan (Northcote 1978). Menurut Jiang *et al.* (2010), pergerakan pada tahap awal kehidupan adalah bagian penting dari daur ruaya dan sejarah hidup banyak ikan yang berhubungan dengan tingkat sintasan larva dan kolonisasi habitat.

Ruaya ikan mempunyai tujuan utama untuk menjaga keberlangsungan hidupnya termasuk proses regenerasi. Berdasarkan tujuannya, ruaya dapat dibedakan menjadi tiga macam, yaitu ruaya pemijahan, ruaya mencari makan atau pembesaran, dan ruaya pengungsian (Effendie 2002). Ruaya pemijahan bertujuan untuk menemukan tempat yang sesuai dan menguntungkan bagi perkembangan telur dan larva. Ruaya mencari makan dilakukan oleh ikan ukuran anakan maupun dewasa. Ruaya pengungsian bertujuan untuk menghindari diri dari tempat yang kondisinya kurang baik atau untuk melengkapi daur hidupnya dalam rangka persiapan pemijahan.

Bila ditinjau dari ruang gerak ruaya ikan di perairan, ada empat tipe ruaya, yakni oseanodromous, litoral, potamodromus, dan diadromus (McKeown 1984). Ruaya oseanodromous adalah ruaya terbatas di dalam perairan laut. Ruaya litoral adalah ruaya dalam jarak yang pendek antar bagian perairan yang dalam dan yang dangkal. Ruaya potamodromus adalah ruaya terbatas di dalam perairan tawar. Ruaya diadromus adalah ruaya dari perairan laut menuju perairan tawar atau sebaliknya. Di antara empat tipe ruaya tersebut, salah satunya yang menarik untuk dikaji terkait dengan kondisi geografis Indonesia yang banyak terdapat perairan tawar adalah ruaya potamodromus.

Ruaya potamodromus adalah perpindahan ikan antarlokasi di dalam lingkungan perairan tawar (Effendie 2002, Sillman *et al.* 2005). Sampai saat ini informasi ruaya spesies ikan air tawar lebih banyak berasal dari daerah subtropis, sedangkan informasi tentang ikan tropis masih minim (Eric 2006). Hal seperti



ini juga terjadi di Indonesia yang memiliki perairan yang luas dan spesies yang jauh lebih beragam, informasi mengenai ikan peruaya masih minim dan belum terdokumentasi dengan baik, terlebih lagi informasi tentang ikan peruaya potamodromus.

Balirwa *et al.* (2003) menyatakan bahwa masih sedikit penelitian mengenai penurunan keanekaragaman hayati ikan sungai terkait dengan hilangnya jalur ruaya ikan potamodromus. Begitu pula yang terjadi pada perairan di Indonesia dan kawasan tropis lainnya. Beberapa penelitian memang sudah dilakukan yang bertalian dengan terputusnya jalur ruaya ikan akibat pembangunan waduk terhadap penurunan keanekaragaman jenis ikan (Widiyati dan Prihadi 2007, Kartamihardja 2008). Padahal perairan di kawasan tropis pada umumnya memiliki kekayaan jenis ikan air tawar yang tinggi dan sebagian mempunyai perilaku beruaya secara potamodromus.

Bab ini menghimpun dan mengkaji informasi mengenai ruaya ikan potamodromus, faktor-faktor yang dapat memengaruhi proses ruaya, dan aspek terkait lainnya.

### 4.2 Gerak ruaya potamodromus

Ruaya ikan potamodromus dapat berlangsung ke arah hulu, ke hilir, atau secara lateral bergantung pada spesies dan tahapan dalam daur hidupnya. Jones dan Stuart (2008) melaporkan bahwa ikan mas (*Cyprinus carpio*) pada Sungai Murray di Australia mempunyai kemampuan ruaya yang tinggi, dengan kecepatan 0,15–0,9 km.jam<sup>-1</sup> dan jarak tempuh bulanan berkisar rata-rata 15 km. Sebagian besar ikan mas melakukan ruaya secara lateral, yaitu ketika air sungai tinggi beruaya menuju rawa banjir dan sebaliknya ketika air surut akan kembali ke sungai. Pemijahan ikan mas di lokasi ini dilakukan pada jarak kurang dari 5 km dari sungai utama di kawasan rawa banjir. Pergerakan ikan mas ini sangat kompleks dengan tingkat fleksibilitas yang tinggi terkait dengan ketersediaan sumber daya/ daya dukung lingkungan di perairan tersebut.

Di Indonesia, juga terdapat ikan yang melakukan ruaya lateral. Hal ini disebabkan banyak kawasan perairan yang termasuk ke dalam tipe rawa banjir, terutama di wilayah Sumatera dan Kalimantan. Makmur (2008) melaporkan bahwa pada musim hujan ketika rawa banjir menyatu dengan sungai utama kelompok ikan putih dari famili Cyprinidae, Bagridae, Siluridae, dan Pangasidae



beruaya secara lateral dari sungai utama ke rawa banjir, dan sebaliknya ketika musim kemarau kelompok ikan tersebut akan kembali ke sungai. Beberapa jenis ikan yang beruaya ke rawa banjir dengan tujuan melakukan pemijahan antara lain ikan belida (*Chitala lopis*), sepat (*Trichopodus pectoralis*), dan tapah (*Wallago leerii*); sedangkan ikan lais (*Kryptopterus* spp.) beruaya ke rawa banjir untuk mencari makan.

Percobaan untuk mengetahui jarak dan arah pergerakan ruaya ikan pada daerah rawa banjir telah dilakukan oleh Adjie (2008). Percobaan dilakukan dengan melepas tiga jenis ikan yang diberi penanda (*tag*) di kawasan suaka perikanan Teluk Rasau Sungai Lempuing, Sumatera Selatan. Tiga jenis ikan tersebut ialah ikan baung (*Hemibagrus nemurus*), tembakang (*Helostoma temminckii*), dan palau/nilem (*Osteochilus vittatus*). Hasil penelitian memperlihatkan bahwa jarak tempuh ruaya ikan baung antara 0,5–8 km, ikan tembakang, dan palau hanya 1–2 km. Ikan baung cenderung beruaya secara longitudinal; sedangkan ikan tembakang dan palau beruaya secara lateral. Hal ini menunjukkan bahwa ikan baung mempunyai kemampuan ruaya yang lebih besar dibandingkan dua spesies ikan yang lain.

Lucas *et al.* (2001) menginformasikan beberapa jenis ikan famili Cyprinidae di Asia Tenggara yang melakukan ruaya lateral secara reguler antara lingkungan danau dan sungai untuk memijah ialah *Molypharyngodon piceus*, *Ctenopharyngodon idella*, *Hypophthalmichthys molitrix*, dan *Aristichthys nobilis*. Dalam rangka melakukan pemijahan, jenis-jenis ikan tersebut dapat beruaya ke hulu sungai beberapa ratus kilometer. Diinformasikan pula bahwa ikan *Coreius heterodon* dan *Rhinogobius typus* yang habitat utamanya pada daerah pegunungan di Hanjiang Tiongkok, mempunyai kebiasaan ruaya ke arah hulu sungai untuk mencari tempat yang sesuai bagi perkembangan telur dan larvanya.

Ikan mahser (*Tor* spp.) yang banyak terdapat di Indonesia melakukan ruaya dari hilir ke arah hulu dengan tujuan untuk memijah pada awal musim hujan. Pemijahan berlangsung pada malam hari dan menjelang pagi sebelum matahari terbit pada bagian sungai yang dangkal, berair jernih, dan berkerikil (Kiat 2004). Sejalan dengan pernyataan ini, Desai (2003) menyebutkan bahwa mahseer melakukan ruaya ke daerah hulu dengan jarak yang jauh untuk mencari makan dan habitat pemijahan. Ketika memijah, telur diletakkan di antara kerikil di sekitar bebatuan sehingga terlindung dari arus air yang kuat.



Di Indonesia, kelompok ikan mahseer mempunyai beberapa nama lokal di antaranya semah, tambra, sapan, garieng, dan kancera. Menurut Kottelat *et al.* (1993), terdapat empat spesies *Tor* di Indonesia yaitu *Tor tambroides*, *T. soro*, *T. douaronensis*, dan *T. tambra*. Lebih jauh Haryono dan Tjakrawidjaja (2009) melaporkan bahwa ikan tambra *Tor tambroides* yang tertangkap di hulu Sungai Barito mempunyai gonad yang matang dengan diameter telurnya mencapai 3,2 mm. Ikan ini diduga sedang mempersiapkan pemijahan, karena lokasi tertangkapnya ikan tersebut sudah mendekati tempat pemijahan. Waktu pemijahan diperkirakan pada awal musim penghujan.

Spesies *Labeo cylindricus* di Mozambique juga termasuk ikan yang bersifat potamodromous. Ikan ini beruaya ke hulu sungai untuk melakukan pemijahan yang dipengaruhi oleh curah hujan dan faktor lingkungan lainnya. Dengan perkataan lain, faktor yang merangsang ikan untuk melakukan ruaya merupakan kombinasi antara faktor fisik-kimiawi, di antaranya suhu, kekeruhan, dan oksigen terlarut yang berasosiasi dengan banjir (Bowmaker *in* Weyl dan Booth 1999).

Ruaya ikan potamodromus juga telah diamati di Missouri, Amerika Serikat. Jenis yang diamati adalah ikan gar (*Lepisosteus osseus*) yang ditangkap pada tahun 1991 dengan lokasi berjarak sekitar 1 km dari muara anak sungai. Penangkapan dilakukan ketika ikan sedang melakukan ruaya ke hulu. Ikan yang tertangkap diberi penanda (*tag*) dan dilepaskan kembali ke sungai. Pada tahun berikutnya dilakukan penangkapan kembali ketika permukaan air sungai tinggi. Hasilnya diketahui bahwa dalam jangka waktu 239 hari, jarak ruaya berkisar antara 12,8–48 km dengan rata-rata 27 km. Ukuran ikan tersebut antara 1,6–3,9 kg dan panjang antara 853–966 mm (Johnson dan Noltie 1996).

Fredrich (2003) melaporkan bahwa kemampuan ruaya ikan potamodromus spesies *Aspius aspius* pada Sungai Elbe di Jerman sangat bervariasi. Dari 34 ekor yang diberi *tag*, 50% diketahui tetap tinggal di habitat utamanya, 22% bergerak ke habitat lain yang jaraknya dekat, dan 24% berpindah ke habitat pemijahan pada akhir bulan Maret/April. Jarak ruaya selama satu tahun berkisar antara 1–100 km dari tempat pelepasan. Dalam waktu yang lebih lama ikan dapat mencapai habitat pemijahan pada jarak 166 km.

Godinho *et al.* (2010) menyimpulkan hasil pengamatan mereka terhadap pola reproduksi ikan air tawar di Brasil, yaitu terdapat perbedaan antara ikan peruaya yang biasa hidup di perairan mengalir (lotik) dan bukan peruaya yang hidup di perairan menggenang (lentik). Perbedaan tersebut antara lain pada ikan



peruaya musim pemijahan lebih singkat, hanya satu kali pemijahan, telur bebas melayang, fekunditas relatif lebih tinggi dan masa embriogenesis pendek, ukuran tubuh maksimum ikan peruaya umumnya lebih besar dibandingkan ikan bukan peruaya.

### 4.3 Rintangan ruaya

Ruaya merupakan salah satu bentuk perjuangan untuk mempertahankan keberlangsungan spesies ikan tertentu. Dalam perjalanannya tidak terlepas dari rintangan yang mengancam keberhasilan proses ruaya tersebut.

Salah satu bentuk faktor yang mengganggu proses ruaya ikan adalah fragmentasi (pemotongan) badan sungai berupa pembangunan bendungan (pintu air dan waduk). Fragmentasi habitat seperti ini banyak terjadi di berbagai negara termasuk di Indonesia yaitu dengan dibangunnya waduk-waduk besar, di antaranya Jatiluhur, Cirata, Saguling, Lahor, dan Gajah Mungkur. Di sisi lain, dalam merencanakan pembangunan waduk, faktor kelestarian ikan peruaya dan jenis lainnya belum menjadi bahan pertimbangan yang serius. Hal ini terlihat dari desain/konstruksi waduk yang tidak dilengkapi fasilitas untuk ikan lewat (jalan ikan - *fishway*). Bila hal ini terus dibiarkan maka jenis ikan peruaya yang ada di sungai akan menjadi berkurang akibat tidak adanya kesempatan untuk menemukan habitat yang tepat untuk berlangsungnya pemijahan maupun pertumbuhan anakannya. White *et al.* (2010) mengingatkan bahwa rintangan terhadap jalur ruaya ikan telah diketahui menurunkan keberadaan ikan air tawar di Australia terutama terkait dengan ruaya dan proses daur hidupnya.

Jenis ikan yang dalam daur hidupnya melakukan ruaya cukup banyak diantaranya kelompok Cyprinidae. Famili ini merupakan ikan air tawar primer yang sebagian anggotanya melakukan ruaya pemijahan bersifat potamodromus. Menurut Nelson (2006), Cyprinidae merupakan famili ikan yang besar dengan anggota sebanyak 2010 jenis. Lucas *et al.* (2001) menyatakan bahwa sampai saat ini masih sedikit informasi mengenai perilaku ruaya ikan *cyprinid*. Sementara, sebagian dari anggota Cyprinidae telah mengalami penurunan populasi akibat terganggunya proses ruaya. Gangguan tersebut diakibatkan oleh fragmentasi habitat berupa waduk dan bendungan. Rintangan pada rute ruaya ini menjadi hal yang serius karena berdampak pada ekobiologi ikan, yaitu terhadap proses pemijahan, daerah asuhan, dan juga pemisahan populasi ikan ukuran dewasa.



## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan

Dudgeon (2000) melaporkan bahwa keberadaan Waduk Gezhouba di Tiongkok telah memisahkan populasi ikan endemik *Acipenser dabryanus*. Jenis ikan ini dalam pemijahannya melakukan ruaya potamodromus ke daerah hulu. Akibatnya, populasi jenis ikan tersebut yang berhabitat di bawah waduk pada saat ini sudah punah. Kondisi serupa juga dialami oleh ikan anadromous, yaitu Chinese paddlefish (*Psephurus gladius*: Polydontidae) yang mengalami kepunahan akibat terhalangnya ruaya ke daerah hulu oleh waduk tersebut.

Lucas *et al.* (2001) mencatat bahwa pembangunan waduk di Sungai Hanjiang Tiongkok dan beberapa konstruksi yang mengganggu konektivitas antara sungai dan danau menyebabkan rute ruaya ikan koan (*Ctenopharyngodon idella*), dan ikan mola (*Hypophthalmichthys molitrix*) menjadi terganggu antara populasi yang di bawah dan di atas waduk. Namun demikian, sedikitnya 10 jenis ikan Cyprinidae masih dapat melanjutkan ruaya untuk melangsungkan pemijahan dari waduk sampai bagian sungai di atas Hanjiang. Dampaknya adalah produksi telur dan anakan yang dihasilkan oleh populasi yang berada di atas waduk lebih banyak dibandingkan yang lokasi pemijahannya di bawah waduk.

Di Indonesia juga telah diamati pengaruh keberadaan pintu air terhadap komunitas ikan. Pembangunan pintu air di Danau Teluk, Jambi diduga telah menyebabkan terjadinya penurunan produksi tangkapan nelayan, dan memengaruhi perubahan struktur komunitas ikan di danau ini. Ruaya pemijahan ikan di danau ini hanya terjadi ketika musim hujan ketika permukaan air danau naik dan melimpah ke hutan rawa (Krismono *et al.* 2007). Ruaya pemijahan ini bersifat lateral yang dimaksudkan agar anak ikan dapat tumbuh dan berkembang biak dengan didukung oleh ketersediaan makanan.

Dampak bangunan fisik di sungai yang diduga dapat mengganggu proses ruaya ikan telah diamati pula oleh Winter dan Densen (2001). Mereka mengamati pergerakan ikan pada Sungai Vecht di Belanda yang terdapat enam bendungan. Disebutkan bahwa bendungan besar berpengaruh terhadap ruaya ke hulu bagi semua jenis ikan, sebaliknya bendungan kecil/pintu air masih memberikan peluang untuk ruaya ke hulu. Dari 30 jenis ikan anggota famili Cyprinidae yang diamati hanya 10 jenis yang dapat melalui pintu air. Efek bendungan tersebut bergantung pada karakteristik penghalang, proses hidrologis di sungai, spesifikasi jenis ikan seperti kemampuan berenang dan waktu ruaya. Contohnya, ruaya ikan perenang cepat dace (*Leuciscus leuciscus*) di sungai Vecht terjadi pada bulan Februari-Maret, sedangkan ikan *gibel carp* (*Carasius auratus*) terjadi satu



Ruaya Ikan Potamodromus di Sungai  
~ Haryono ~

bulan sebelum musim pemijahan. Perbedaan waktu ini menunjukkan kecepatan renang dan kemampuan melewati rintangan. Adapun musim pemijahan bagi kebanyakan *cyprinids* di lokasi tersebut bulan Mei-Juni.

Kecepatan berenang dipengaruhi oleh ukuran ikan dan suhu air (Tabel 4-1). Semakin besar ukuran ikan dan semakin tinggi suhu air maka kemampuan berenang ikan akan semakin meningkat. Ikan dace yang berukuran 10 cm pada suhu 5°C, 10°C, dan 15°C kecepatan berenangnya masing-masing 0,9; 1,3 dan 1,8 mdet<sup>-1</sup>. Kecepatan berenang tersebut juga meningkat seiring dengan bertambahnya panjang tubuh, yaitu pada suhu yang sama (15°C) ikan yang panjangnya 10 cm mempunyai kecepatan berenang 1,8 mdet<sup>-1</sup>; ukuran 20 cm 3,1 mdet<sup>-1</sup> dan ukuran 30 cm 4,1 mdet<sup>-1</sup>.

Tabel 4-1. Hubungan antara ukuran ikan dan suhu air terhadap kemampuan berenang ikan dace dan gibel carp (Winsen dan Densen 2001)

Spesies	Panjang total (cm)	Suhu (°C)	Kemampuan berenang maks (m det <sup>-1</sup> )	Kecepatan arus maks(m det <sup>-1</sup> )
Dace	10	5	0,9	0,2
		10	1,3	0,6
		15	1,8	1,2
	20	5	1,6	1,0
		10	2,2	1,7
		15	3,1	2,7
	30	5	2,0	1,5
		10	2,9	2,4
		15	4,1	3,7
Gibel carp	10	5	0,5	0
		10	0,7	0
		15	1,0	0,3
	20	5	0,9	0,2
		10	1,2	0,6
		15	1,7	1,1
	30	5	1,1	0,5
		10	1,6	1,0
		15	2,2	1,7





Berkaitan dengan kecepatan berenang ikan, Tudorache *et al.* (2008) telah membandingkan tujuh spesies ikan air tawar Eropa (*Salmo trutta*, *Perca fluviatilis*, *Rutilus rutilus*, *Cyprinus carpio*, *Gobio gobio*, *Cottus gobio*, dan *Barbatula barbatula*). Dinyatakan bahwa setiap ikan mempunyai adaptasi terhadap perbedaan cara hidup dan habitat yang dapat dibandingkan melalui kemampuan berenang dan metabolisme energi. Kemampuan berenang umumnya berguna untuk menghindari dari predator dan untuk mengejar mangsa. Semakin tinggi kecepatan berenang akan semakin optimal penggunaan energi ( $U_{opt}$  rendah). Hasil penelitian diketahui bahwa kecepatan berenang bervariasi antara ikan yang beruaya dengan non ruaya. Ikan trout (*Salmo trutta*), roach (*Rutilus rutilus*), dan carp (*Cyprinus carpio*) mempunyai kemampuan berenang yang cepat dengan nilai  $U_{opt}$  masing-masing  $31,64 \text{ cm det}^{-1}$ ,  $30,93 \text{ cm det}^{-1}$ , dan  $30,59 \text{ cm det}^{-1}$ . Sebaliknya gudgeon (*Gobio gobio*), loach (*Barbatula barbatula*), dan bullhead (*Cottus gobio*) merupakan perenang lambat mempunyai nilai  $U_{opt}$  yang lebih tinggi, misalnya untuk ikan gudgeon sebesar  $47,09 \text{ cm det}^{-1}$ . Pada pengamatan suhu yang berbeda (10, 15, dan  $20^{\circ}\text{C}$ ) tidak berkorelasi linier dengan kecepatan berenang. Kebanyakan ikan tersebut mengalami peningkatan kecepatan berenang sampai suhu  $15^{\circ}\text{C}$  dan pada suhu  $20^{\circ}\text{C}$  menurun. Ditambahkan bahwa informasi mengenai kecepatan berenang ikan potamodromus belum banyak diketahui. Informasi ini penting dalam perancangan jalan ikan.

Keberadaan bendungan atau waduk dapat mengubah populasi yang semula bersifat anadromus menjadi potamodromus karena terisolasi oleh bendungan. Misalnya yang terjadi pada ikan char, rainbow trout, dan cutthroat trout pada Sungai Elwa di Amerika (Pess *et al.* 2008).

Connolly dan Brenkman (2008) mengaitkan antara tersingkirnya bendungan dengan kesuburan sungai. Dampak disingkirkannya bangunan fisik (bendungan) adalah dalam kurun waktu yang singkat, bagian hulu sungai lebih baik daripada hilir karena tidak terkena dampak sedimentasi dan kekeruhan. Pada tahap berikutnya bagian hilir akan lebih baik karena ketersediaan nutrisi. Meningkatnya kesuburan sungai akan mendukung pertumbuhan larva ikan dan meningkatkan kepadatan populasi. Pada akhirnya bagian hilir tersebut menjadi tempat mencari makan yang baik dan sebagai daerah tujuan ruaya larva ikan.

Rintangan lain yang dihadapi ikan peruaya dan merupakan dampak dari kegiatan manusia adalah penggunaan alat tangkap ikan yang disebut empang (*barrier traps*). Alat tangkap ini dapat dijumpai pada beberapa tempat



di Indonesia, antara lain di sekitar Suaka Perikanan Teluk Rasau Sumatera Selatan. Alat tersebut dipasang melintang menutup kanal sehingga menghambat ikan-ikan yang akan beruaya (Adjie 2008).

Selanjutnya ancaman terhadap ikan peruaya menurut Balirwa *et al.* (2003) antara lain degradasi daerah rawa banjiran yang diakibatkan oleh penggundulan hutan dan lahan pertanian di sekitar sungai yang menghilangkan tempat pemijahan bagi ikan peruaya potamodromus, misalnya Cyprinidae, *catfish*, dan non *cichlids* yang lain.

Penelitian mengenai ancaman terhadap kelangsungan ruaya ikan potamodromus belum banyak dilakukan, terlebih lagi upaya penanganannya. Untuk mengatasi dampak negatif keberadaan bendungan terhadap proses ruaya ikan lokal telah dilakukan uji coba pemasangan jalan ikan di antaranya di Padang Pariaman, Sumatera Barat. Salah satu jenis ikan lokal yang beruaya adalah garing, *Tor* sp. Langkah ini tentunya perlu lebih digalakkan sebelum terjadi penurunan populasi maupun kepunahan jenis-jenis ikan penting lainnya yang dalam daur hidupnya melakukan ruaya.

#### 4.4 Pengelolaan ikan peruaya

Kerusakan habitat pada perairan sungai sangat berdampak pada ikan peruaya maupun non peruaya. Salah satu penyebabnya adalah keberadaan waduk/bendungan yang tidak menguntungkan bagi ikan peruaya potamodromus sebagaimana diuraikan di muka. Dudgeon (1995) melaporkan bahwa beberapa jenis ikan di Tiongkok sudah berstatus terancam punah akibat dibangunnya waduk pada tiga sungai besar yang tidak memperhitungkan konsekuensi ekologi. Dalam pengelolaan diperlukan kerja sama antar pakar dalam merumuskan kegiatan berskala besar seperti halnya Mekong River Comission (MRC), ketersediaan data mengenai periode banjir dan daerah rawa banjiran.

Dalam pengelolaan ikan potamodromus banyak aspek yang perlu diperhatikan. Menurut Dudgeon (2000), aspek yang dimaksud antara lain harus memperhitungkan kenyataan bahwa ikan pada perairan sungai sangat kompleks baik siklus hidup, perbedaan persyaratan habitat untuk setiap tahapan kehidupan, adanya pencemaran/racun, dan pengaruh gangguan lainnya. Sebelumnya, Johnson dan Noltie (1996) menyebutkan bahwa informasi yang diperlukan



untuk kebijakan pengelolaan adalah yang terkait dengan ekologi reproduksi dan konservasinya. Dengan demikian, dapat dirumuskan kebijakan yang tepat agar populasi ikan dapat meningkat.

Pengelolaan ikan potamodromus yang hidup pada perairan rawa banjiran dapat dilakukan dengan memodifikasi saluran yang menghubungkan antara badan sungai dengan daerah rawa banjiran. Menurut Connolly dan Brenkman (2008), modifikasi saluran penghubung dapat menjamin keberlangsungan ruaya lateral bagi fauna akuatik termasuk ikan. Ruaya lateral pada kawasan banjiran bertujuan untuk pemijahan maupun untuk makan dan pembesaran. Oleh karena itu, sangat penting untuk menjaga keberlangsungan proses ruaya tersebut.

Penangkapan ikan yang sedang melakukan ruaya untuk berpijah banyak terjadi di berbagai wilayah di dunia (Lucas *et al.* 2001), termasuk di Indonesia. Contoh, penangkapan induk ikan botia (*Chromobotia macracantha*) pada anak sungai ketika ikan sedang beruaya ke Danau Sembuluh (Kalimantan Tengah) untuk memijah. Kegiatan yang sama juga dilakukan terhadap ikan brek (*Barbonymus balleroides*) melakukan ruaya pemijahan di Sungai Serayu (Jawa Tengah).

Jika terus dibiarkan, kegiatan ini akan membahayakan kelestarian populasi ikan potamodromus karena proses regenerasi terganggu atau terhambat. Oleh karena itu perlu dilakukan larangan menangkap ikan yang sedang beruaya untuk memijah. Selain itu ikan yang boleh ditangkap terbatas hanya ikan yang berukuran lebih panjang daripada ukuran ikan ketika kali pertama mencapai matang gonad. Pembatasan ini bertujuan memberi kesempatan pada ikan untuk berkembang biak minimal satu kali. Oleh karena itu, data ekologi reproduksi dan pertumbuhan ikan peruaya sangat diperlukan untuk pembatasan ini.

Langkah pengelolaan terhadap ikan potamodromus lain yang perlu diterapkan adalah larangan penangkapan ikan di habitat pemijahan. Contoh model pengelolaan ini dilakukan pada habitat pemijahan ikan garieng (*Tor douronensis*) di Sumatera Barat yang lebih dikenal dengan lubuk larangan. Anak ikan ini akan menyebar ke perairan di sekitarnya. Jenis ikan ini mempunyai kebiasaan melakukan ruaya ke arah hulu sungai pada saat akan memijah.

Pengelolaan juga menyangkut upaya mengupayakan jalur ruaya yang aman bagi ikan peruaya. Penggunaan alat tangkap yang menghambat jalur ruaya harus dilarang. Adjie (2008) menyarankan agar penggunaan empang (*barrier traps*)



di Sumatera Selatan tidak diperbolehkan karena alat ini menutup kanal yang merupakan jalur ruaya bagi banyak jenis ikan yang akan menuju atau kembali dari habitat pemijahan.

Bendungan juga merupakan salah satu faktor penghambat perjalanan ruaya ikan. Oleh karena itu, pada saat perencanaan pembangunannya kelestarian ikan dengan segala proses kehidupannya perlu dijadikan bahan pertimbangan. Bendungan waduk perlu dilengkapi dengan fasilitas jalan ikan yang memungkinkan ikan lewat ketika datang dari dan menuju ke arah hulu. Rancangannya disesuaikan dengan komunitas ikan yang menghuni sungai. Sebagaimana yang dilakukan oleh White *et al.* (2010) yang telah merancang model jalan ikan bagi tiga jenis ikan asli di Sungai Murray, Australia.

## 4.5 Penutup

Ruaya ikan potamodromus memperlihatkan dinamika pergerakan kelompok ikan untuk memenuhi sejarah hidupnya. Sangat disayangkan bahwa belum banyak mendapat perhatian, padahal ini merupakan kunci dalam pengelolaan perikanan sungai.

## Senarai Pustaka

- Adjie S. 2008. Ruaya beberapa jenis ikan di suaka perikanan Sungai Lempuing Sumatera Selatan. *Jurnal Perikanan* 10(1): 120–125.
- Balirwa JS, Chapman CA, Chapman LJ, Cowx IG, Greheb K, Kaufman L, Lowe-McConnell RH, Seehausen O, Wanink JH, Welcomme RL, Witte F. 2003. Biodiversity and fishery sustainability in the Lake Victoria Basin: An unexpected marriage? *BioScience* 53(8): 703–716.
- Connolly PJ, Brenkman SJ. 2008. Fish assemblage, density, and growth in lateral habitats within natural and regulated sections of Washington's Elwa river prior to dam removal. *Northwest Science* 82(1): 107–118.
- Desai VR. 2003. Synopsis of biological data on the Tor mahseer *Tor tor* (Hamilton) from river Namada. *FAO Fisheries Synopsis* 158:36 p.
- Dudgeon D. 1995. River regulation in Southern China: Ecological implications, conservation and environmental management. *Regulated Rivers Research and Management* 11(1): 35–54.



- Dudgeon D. 2000. The ecology of tropical Asian rivers and streams in relation to biodiversity conservation. *Annual Review of Ecology and Systematic* 31: 239–263.
- Effendie MI. 2002. *Biologi Perikanan*. Yogyakarta: Yayasan Pustaka Nusatama. 163 p.
- Eric B. 2006. Fish migration triggers in the lower Mekong Basin and other tropical freshwater systems. *Technical paper* No. 14. Mekong River Commission. Vientiane. 56 p.
- Fredrich F. 2003. Long-term investigations of migratory behaviour of asp (*Aspius aspius* L.) in the middle part of the Elbe River, Germany. *Journal of Applied Ichthyology* 19(5): 294–302.
- Godinho AL, Lamas IR, Godinho HP. 2010. Reproductive ecology of Brazilian freshwater fishes. *Environmental Biology of Fishes* 87 (2):143–162.
- Haryono, Tjakrawidjaja AH. 2009. Bioekologi ikan tambra sebagai dasar dalam proses domestikasi dan reproduksinya. In Haryono, Rahardjo MF (editor). *Proses Domestikasi dan Reproduksi Ikan Tambra yang Telah Langka Menuju Budidayanya*. LIPI Press. Jakarta. hlm 17–36.
- Jiang W, Liu HJ, Duan ZH, Cao WX. 2010. Seasonal variation in drifting egg sand larvae in the upper Yangtze, China. *Zoological Science* 27(5): 402–409.
- Johnson BL, Noltie DB. 1996. Migratory dynamics of stream-spawning longnose gar (*Lepisosteus osseus*). *Ecology of Freshwater Fish* 5(3): 97–107.
- Jones MJ, Stuart IG. 2008. Lateral movement of common carp (*Cyprinus carpio* L.) in a large lowland river and floodplain. *Ecology of Freshwater Fish* 18(1): 72–82.
- Kartamihardja ES. 2008. Perubahan komposisi komunitas ikan dan faktor-faktor penting yang memengaruhi selama empat puluh tahun umur Waduk Ir. Djuanda. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 8(2): 67–78.
- Kiat Ng C. 2004. *The kings of the rivers Mahseer in Malayan and the region*. Inter Sea Fishery. Selangor Malaysia. 170 p.
- Kottelat M, Whitten AJ, Kartikasari SN, Wirjoatmodjo S. 1993. *Freshwater Fishes of Western Indonesia and Sulawesi*.: Periplus Edition. Singapore. 291pp + 84 plates.



- Kotusz J, Witkowski A, Baran M, Blachuta J. 2006. Fish migration in large lowland river (Odra, R. Poland) – based in pass observations. *Folia Zoologica* 55(4): 386–398.
- Krismono SN, Nurfiarini A, Suryandari A. 2007. Dampak pembangunan pintu air terhadap kelestarian sumber daya ikan di Danau Teluk Jambi. *In: Rahardjo MF (editor): Prosiding Forum Nasional Pemacuan Sumber daya Ikan I.* pp 151–164.
- Lucas MC, Baras E, Tom TJ, Duncan A, Slavik O. 2001. *Migration of Freshwater Fishes*. Oxford: Blackwell Science. 420 p.
- Makmur S. 2008. Pattern of change of ichthyofauna in Lubuk Lampam floodplain South Sumatera. *In Hartoto et al. (editors): Fisheries Ecology and Management of Lubuk Lampam Floodplain Musi River, South Sumatera*. Research Institute for Inland Waters Fisheries. Palembang. pp. 55–61.
- McKeown BA. 1984. *Fish Migration*. Sydney: Croom Helm Ltd. 224 p.
- Nelson JS. 2006. *Fishes of the World*. 3<sup>rd</sup> edition. John Wiley and Sons, Inc. New York. 600 p.
- Northcote TG. 1978. Migratory strategies and production in freshwater fishes. *In Gerking SD (editor): Ecology of Freshwater Fish Production*. Oxford: Blackwell pp. 326–359.
- Pess GR, McHenry ML, Beechie TJ, Davies J. 2008. Biological impacts of the Elwa River Dams and potential salmonid responses to dam removal. *Northwest Science* 82(1): 72–90.
- Sillman AJ, Beach AK, Dahlin DA, Loew ER. 2005. Photoreceptors and visual pigments in the retina of the fully anadromous green sturgeon (*Acipenser medirostrus*) and the potamodromous pallid sturgeon (*Scaphirhynchus albus*). *Journal of Comparative Physiology* A191(6): 799–811.
- Tudorache C, Viaene P, Blust R, Vereecken H, Boeck G De. 2008. A comparison of swimming capacity and energy use in seven European freshwater fish species. *Ecology of Freshwater Fish* 17(2): 284–291.
- Weyl OFL, Booth AJ. 1999. On the life history of a cyprinid fish, *Labeo cylindricus*. *Environmental Biology of Fishes* 55 (3): 215–225.



- White LJ, Harris JH, Keller RJ. 2010. Movement of three non-salmonid fish species through a low-gradient vertical-slot fishway. *River Research and Application* 27(4): 499–510.
- Widiyati A, Prihadi TA. 2007. Dampak pembangunan waduk terhadap kelestarian biodiversitas. *Media Akuakultur* 2(2): 113–117.
- Winter HV, Densen WLT. 2001. Assessing the opportunities for upstream migration of non-salmonid fishes in the weir-regulated River Vecht. *Fisheries Management and Ecology* 8(6): 513–532.



IKAN AMFIDROMUS

Abdul Hamid





## 5.1 Pendahuluan

Istilah amfidromus pertama kali diperkenalkan oleh Myers pada tahun 1949. Amfidromus berasal dari kata *amphi* yang berarti dua dan *dramein* yang berarti lari. Istilah ini menunjuk pada kelompok ikan yang beruaya secara reguler dari perairan tawar menuju ke laut atau sebaliknya pada tahap tertentu dalam hidupnya tetapi bukan bertujuan untuk bereproduksi. McDowall (2007) membatasi ikan amfidromus pada kelompok ikan yang memijah di perairan tawar dan larva yang baru menetas beruaya ke laut untuk makan dan tumbuh di laut sampai tahap yuwana, kemudian mereka kembali ke perairan tawar untuk mencari makan dan tumbuh sampai dewasa serta memijah. Ikan amfidromus juga biasa membentuk populasi terkungkung yang larvanya tidak dapat beruaya ke laut (McDowall 2007, Tsunagawa dan Arai 2009, Watanabe *et al.* 2013, Augspurger 2017).

Jumlah ikan kelompok amfidromus saat ini sekitar 75 spesies, dan 60 jenis adalah ikan yang didominasi ikan gobi sicydiine sub ordo Gobioidi (Kinzie 1990, McDowall 2007). Jumlah jenis ikan kelompok ini akan terus bertambah seiring dengan semakin berkembangnya pengetahuan tentang klasifikasi, perilaku, dan sejarah kehidupan ikan (McDowall 2007).

Ikan kelompok amfidromus di dunia tersebar luas, dan umumnya ditemukan pada pulau-pulau daerah tropis sampai sub tropis dan biasanya terisolasi oleh samudra, serta pulau-pulau di Karibia Amerika Tengah dan sekitarnya (McDowall 2007). Beberapa jenis ikan kelompok amfidromus di kepulauan Hawaii memiliki adaptasi morfologi, yaitu sirip perutnya membentuk semacam sayap dan memiliki otot yang kuat sehingga dapat memanjat air sungai terjal untuk memperluas penyebarannya (McRae 2007).

Penelitian ikan kelompok amfidromus telah banyak dilakukan, namun penggunaan istilah amfidromus belum seluas penggunaan istilah anadromus dan katadromus, bahkan beberapa ahli biologi ikan enggan memakai istilah amfidromus (McDowall 2007, Secor dan Kerr 2009). Keengganan mereka menggunakan istilah tersebut didasarkan pada pertimbangan aspek geografis, praktis, dan konseptual serta karena mereka tidak memiliki pengalaman pribadi dengan ikan kelompok amfidromus (McDowall 2007, Iguchi 2007).

Banyak peneliti Jepang telah meneliti ikan amfidromus, khususnya kelompok *cottids* dan *gobiids*. Di Jepang, kelompok ikan gobi biasa disebut *ayu*, di antaranya *Rhinogobius brunneus* (Iguchi dan Mizuno 1991), *Plecoglossus altivelis* (Iguchi



1996, Abe *et al.* 2007), *Rhinogobius* (Tamada dan Iwata 2005), *Sicyopterus japonicus* (Iida *et al.* 2008, Iida *et al.* 2010). Ikan gobi amfidromus juga banyak diteliti di Taiwan, di antaranya *Rhinogobius rubromaculatus* (Chenget *al.* 2005), dan *S. japonicus* (Lin *et al.* 2011).

Kajian tentang ikan amfidromus telah banyak dilakukan di beberapa wilayah atau negara, antara lain di Kepulauan Hawaii, Jepang, Selandia Baru, dan Taiwan. Substansi penelitian yang telah banyak dilakukan di antaranya berkaitan dengan pola reproduksi dan ruaya ikan kelompok amfidromus, karena kedua aspek kajian ini sangat terkait dengan konsep ikan amfidromus. Di Indonesia, penelitian ikan kelompok amfidromus masih sangat langka.

Bab ini mengkaji beberapa aspek penyebaran, pola reproduksi, dan ruaya ikan kelompok amfidromus. Substansi yang dikaji meliputi jenis, persebaran, reproduksi, ruaya, dan potensi penelitian ikan kelompok amfidromus di Indonesia serta dilakukan sintesis. Diharapkan substansi kajian ini dapat memberikan informasi dan pemahaman tentang ikan kelompok amfidromus sehingga dapat mendorong penelitian ikan ini di Indonesia.

## 5.2 Jenis dan persebaran ikan amfidromus

### Jenis dan persebaran geografis

Menurut McDowall (2007), ikan kelompok amfidromus memiliki sifat-sifat sebagai berikut:

- a) setelah menetas larva segera beruaya ke laut,
- b) makan dan tumbuh di laut selama beberapa minggu sampai bulan,
- c) pascalarva atau yuwana berukuran kecil (sekitar 15–50 mm) kembali ke air tawar, dan dilihat dari perspektif perikanan ikan migran yang kembali tersebut berukuran sangat kecil,
- d) sebagian besar hidupnya berlangsung di air tawar,
- e) matang gonad dan memijah di air tawar,
- f) biasanya tidak melakukan ruaya secara eksplisit untuk pemijahan (gamet) dan jika ada ruaya pemijahan tidak melibatkan pergeseran bioma, dan
- g) tetap di air tawar untuk sisa hidupnya, apakah sebagai kelompok semelparus atau iteroparus.



Beberapa famili ikan kelompok amfidromus yang telah diketahui antara lain famili Galaxiidae, Cottidae, Gobiidae, Eleotridae, dan Pinguipedidae (McDowall 2007). Ada lima jenis famili Galaxiidae di Australia timur, Tasmania dan Selandia Baru yang merupakan ikan amfidromus, serta ikan famili Eleotridae dan Pinguipedidae yang juga sebagai ikan amfidromus ditemukan di daerah tersebut. Famili Aplochitonidae dengan dua jenis termasuk ikan amfidromus ditemukan di Amerika Selatan. Famili Galaxiidae terdiri atas lebih dari 40 jenis dan lima jenis di antaranya ikan amfidromus (Tabel 5-1) ditemukan di Australia, Selandia Baru, Kaledonia Baru, Amerika Selatan, dan Afrika Selatan (McDowall 2007).

Tabel 5-1 Taksa dan sebaran ikan kelompok amfidromus berdasarkan klasifikasi Myers (1949) (dimodifikasi dari McDowall 2007)

Kelompok ikan (taksa)	Wilayah persebaran	Jumlah ikan amfidromus
Prototroctes, 2 jenis	Australia, Selandia Baru	2 jenis [0] <sup>1</sup>
Plecoglossus, 1 jenis	Jepang, Korea	1 jenis [1]
Aplochiton, 2 jenis	Amerika Selatan	2 jenis [1]
Galaxias, > 40 jenis	Australia, Selandia Baru, Kaledonia Baru, Amerika Selatan, Afrika Selatan	5 jenis [4]
Neochanna, 6 jenis	Australia, Selandia Baru	1 jenis [0]
Gobiomorphus, 9 jenis	Australia, Selandia Baru	6 jenis [1]
Eleotridae lainnya, banyak jenis	Tersebar luas	Beberapa jenis [?]
Sicydiinae gobies, banyak jenis	Tropik dan subtropik	Banyak jenis [?]
Gobiidae lainnya, banyak jenis	Tersebar luas	Beberapa jenis [?]
Cottidae ? jenis	Temperate bagian utara	Beberapa jenis [?]
Cheimarrichthys, 1 jenis	Selandia Baru	1 jenis [0]

Keterangan [ ]<sup>1</sup> = Jumlah jenis amfidromus yang membentuk populasi terkungkung (*landlocked*) yang dikenal

? = tidak diketahui jumlahnya

Ikan kelompok amfidromus ditemukan di daerah tropik sampai daerah subtropik, terbentang dari Jepang di bagian utara sampai Selandia Baru di bagian selatan (McDowall 2007). Kelompok ikan ini juga dapat ditemukan di pulau-pulau Karibia-Amerika tengah dan sekitarnya, Pasifik tropik bagian



tengah dan barat, Filipina, dan bagian barat meliputi pulau-pulau di Samudra Hindia (McDowall 2007). Telah banyak penelitian yang melaporkan bahwa ikan amfidromus, terutama ikan gobi sicydiine, banyak ditemukan di pulau-pulau tropik Indo-Pasifik (Parenti 1991, Watson *et al.* 2005, McDowall 2007, McDowall 2010, Nip 2010, Keith *et al.* 2011 *in* Thuesen *et al.* 2011). Berdasarkan sejarah hidupnya, ikan kelompok amfidromus di daerah tropis yang diwakili oleh Sicydiinae berbeda dengan ikan di daerah beriklim sedang (*temperate*) yang diwakili oleh ayu (*P. altivelis*), sculpins dan galaxiids (Watanabe *et al.* 2013). Ketergantungan ikan amfidromus di daerah tropis terhadap habitat laut untuk tumbuh adalah tinggi, sebaliknya ketergantungan ikan yang menghuni daerah temperate tergolong rendah (Watanabe *et al.* 2013).

Berdasarkan informasi dari [www.aquamaps.org](http://www.aquamaps.org) versi Agustus 2010 persebaran ikan kelompok amfidromus di dunia dapat dibagi dalam tiga kategori, yaitu:

- (a) kelompok ikan dengan persebaran kosmopolitan. Kelompok ini dapat ditemukan di pulau-pulau Samudra Pasifik, Hindia, dan Atlantik, contohnya *Neogobius melanostomus* dan *Kuhlia sandwicensis*.
- (b) kelompok ikan dengan persebaran terbatas. Sebaran kelompok ini hanya mencakup beberapa daerah atau pulau-pulau di Samudra Pasifik dan Atlantik, contohnya *Galaxias maculatus* dan *Rhinogobius brunneus*. Ikan *G. maculatus* hanya ditemukan di Australia, Tasmania, God Howe Island, Selandia Baru dan Kepulauan Chatham, serta di Amerika Selatan seperti Chili dekat Andes sampai ke ujung selatan Valparaiso, dan gugus pulau Tierra del Fuego di Argentina pada danau terisolasi. *R. brunneus* hanya ditemukan di Jepang, Rusia bagian timur, Pantai Pasifik, Ryukyu, Taiwan, daratan China, dan Filipina.
- (c) kelompok ikan endemik. Beberapa ikan yang termasuk kelompok ini seperti *Lentipes concolor*, *Sicyopterus stimpsoni*, *Awaous guamensis*, *Stenogobius hawaiiensis*, dan *Eleotris sandwicensis* hanya ditemukan di Kepulauan Hawaii, serta *Cheimarrichthys fosteri* hanya ditemukan di Selandia Baru (McRae 2007, McDowall 2007).

Ikan genus *Sicydium* tersebar luas di Meksiko, Amerika Tengah, tetapi memiliki perbedaan pola sebaran antara yang ditemukan di bagian Atlantik dengan bagian Pasifik. Di Pasifik ikan ini ditemukan di gunung dekat pantai dengan dataran yang sempit, terus tersebar di sungai mulai dari Mazatlán, Sinaloa, Meksiko, ke Panama tengah. Di Atlantik *Sicydium* diketahui terpisahkan oleh



adanya tiga daerah pegunungan pesisir, yaitu Meksiko tengah, Honduras utara, dan Kosta Rika timur laut dan Panama utara, dan belum ada laporan ditemukan di daerah dengan dataran pesisir luas. Sejarah kehidupan amfidromus ikan gobi *Sicydium* menghalanginya untuk menempati sungai yang mengalir melalui dataran pantai yang luas. Ikan gobi *Sicydium* berpijah di sungai pada pegunungan berbatu dan larvanya meng hanyut ke laut di mana larva mulai makan. Sungai di dataran pantai yang luas terlalu panjang sehingga larva yang menetas mengalami kelaparan sebelum mencapai pantai atau pascalarva mengalami kelaparan ketika beruaya menuju hulu sungai sebagai habitat ikan dewasa (Lyons 2005).

## Persebaran ikan di sungai

Persebaran ikan yuwana dan dewasa di sungai sangat dipengaruhi oleh kemampuan pasca larva setiap jenis ikan untuk mengatasi hambatan ruaya ke hulu sungai. Tiga dari lima jenis ikan amfidromus yang ditemukan di Hawaii memiliki kemampuan untuk memanjat dinding batu vertikal yang ada air terjunnya saat pasca larva dan yuwana menggunakan sirip perut yang menyatu membentuk piringan hisap (Nishimoto dan Kuamo'o 1997 in McRae 2007). Ikan *Sicyopterus stimpsoni* dan *Awaous guamensis* dapat memanjat dan mencapai air terjun cukup tinggi (20 m) dan ditemukan pada tipe habitat berupa sungai orde satu bergradien rendah sampai moderat dengan aliran sungai tenang sampai bergolak, bersubstrat batu, kerikil dan pasir; serta pada sungai orde di atas satu, alirannya bergolak, air terjun dan bersubstrat batu dengan ketinggian 150 m (Fitzsimons dan Nishimoto 1990 in McRae 2007). Ikan *Lentipes concolor* saat beruaya ke hulu dapat mencapai air terjun yang terjal pada ketinggian elevasi lebih dari 300 m dan jarak ke hilir sungai lebih dari 1 km. *Eleotris sandwicensis* tidak memiliki sirip perut yang menyatu dan *Stenogobius hawaiiensis* memiliki sirip perut yang bersatu, tetapi tidak memiliki otot yang kuat untuk memanjat air terjun sehingga persebaran dua spesies ikan ini terbatas (McRae 2007).

Abe *et al.* (2001) mengamati kepadatan dua spesies ikan peramban amfidromus simpatrik di Sungai Choshi, Jepang yang berlokasi pada orde ke dua, tiga, dan empat yang berturut-turut berjarak 7,0 km; 6,7 km; dan 3,6 km dari muara sungai. Produksi primer kotor meningkat ke arah hilir seiring dengan berkurangnya penutupan kanopi oleh dinding lembah dan pohon sepanjang sungai. Kepadatan *P. altivelis* terbesar ditemukan pada sungai orde empat (3,6 km dari muara sungai) yang produktivitas primernya lebih tinggi. Pola sebaran



*S. japonicus* berbeda antara individu dewasa (panjang total >7 cm) dengan individu muda. Kepadatan ikan dewasa lebih besar pada sungai orde ke tiga, sementara individu lebih berlimpah pada sungai ordo ke empat. Walaupun *S. japonicus* dan *P. altivelis* banyak ditemukan di sungai pada orde yang sama di Sungai Choshi, tetapi *S. japonicus* dewasa cenderung hidup bagian atas (ke hulu sungai) sedangkan *P. altivelis* cenderung hidup di bagian bawah (ke arah hilir sungai). Adanya pergeseran distribusi ke arah hulu pada *S. japonicus* dewasa akan mengurangi persaingan dan tumpang tindih pemanfaatan habitat dengan *P. altivelis* sehingga kedua jenis ikan ini dapat hidup berdampingan di Sungai Choshi.

### 5.3 Reproduksi ikan

#### Gugus telur dan fekunditas

Ukuran telur dan gugus telur (*clutch*) saling berkaitan dan merupakan gambaran strategi induk betina untuk memaksimalkan keberhasilan reproduksi. Ikan *Rhinogobius* sp. CB (*cross band* type) yang ditemukan dari hulu sampai ke arah hilir Sungai Aizu memperlihatkan bahwa ukuran gugus telur yang dikandung induk betina berukuran sama tidak berbeda di sepanjang aliran sungai, tetapi menurun mulai dari awal sampai akhir musim pemijahan dan dari hulu ke hilir (Tamada 2009). Informasi tersebut menunjukkan bahwa sumber daya energi yang dialokasikan ke ovarium menurun mengikuti musim dan tempat. Beberapa faktor yang memengaruhi variasi ini ialah kondisi perkembangan somatik ikan betina, pertukaran antara reproduksi dan pertumbuhan, ketersediaan pakan, suhu air, dan kehadiran spesies kompetitor (Tamada 2009). Beberapa faktor yang memengaruhi variasi temporal dan lokal ukuran telur ikan adalah suhu air dan ketersediaan makanan bagi anakan ikan. Produksi sedikit jumlah telur berukuran besar untuk memaksimalkan kebugaran induk pada kondisi makanan kurang, sebagaimana memproduksi telur berukuran kecil pada kondisi makanan berlimpah. Ukuran telur berkorelasi dengan ukuran induk betina. Kecenderungan ini tampak merupakan suatu adaptasi terhadap pola ruaya mereka; karena larva dari induk yang lebih besar dengan kecenderungan menghuni bagian hulu sungai harus mempunyai ketahanan lebih besar melawan kelaparan selama perjalanan ruaya menuju laut.



Pada ikan amfidromus, jarak ruaya larva ke hilir merupakan faktor penting sintasan larva, karena larva menghadapi dua risiko yakni kelaparan dan atau pemangsa selama beruaya. Pada situasi belanja energi (*energy budget*) konstan, dua risiko tadi memaksa induk ikan menghasilkan telur yang lebih besar untuk mencegah larva menderita kelaparan, atau induk ikan memproduksi telur dalam jumlah lebih banyak untuk menghadapi pemangsa (Tamada 2005).

Beberapa spesies peruaya mempunyai telur dalam jumlah besar. *Sicyopterus japonicus* mempunyai fekunditas sangat besar, yaitu sekitar 225.000 butir dengan ukuran tubuh 105 mm (Dotu dan Mito 1955 *in* McDowall 2009), dan fekunditas *S. lagocephalus* berkisar 50.000–70.000 butir (Delacroix 1987 dan Keith *et al.* 1999 *in* Watanabe *et al.* 2013). Di Selandia Baru, fekunditas *Gobiomorphus gobioides* bervariasi, yaitu berkisar 80–100.000 butir dengan ukuran tubuh maksimum dapat mencapai 210 mm dan ikan betina berukuran besar memiliki jumlah telur yang banyak (McDowall 1990 *in* McDowall 2009). Fekunditas *Stiphodon percnopterygionus* berkisar 1.000–10.000 butir dan telur berukuran kecil yang berkisar 0,49–0,58 mm (Yamasaki dan Tachihara 2006 *in* Watanabe *et al.* 2013). Ukuran telur populasi ikan amfidromus yang terkungkung lebih kecil dibandingkan dengan kelompok populasi diadromus (Augsperger 2017).

## Pemijahan

Sebelum melakukan pemijahan, ikan amfidromus biasanya mempersiapkan sarang lebih dahulu dan umumnya dilakukan oleh jantan (Kvarnemo 1994, Ito dan Yanagisawa 2003, Tamada 2008). Ikan jantan menjaga terus telur-telur yang dihasilkan oleh betina di dalam sarang sampai menetas (Kvarnemo 1994).

Sistem perkawinan ikan dapat bersifat poligini atau monogini, namun umumnya bersifat poligini, khususnya pada *Rhinogobius* sp. CB (Tamada 2008). Tingkat intensitas poligini *Rhinogobius* sp. CB juga ditentukan oleh ruang pemijahan yang tersedia dalam sarang. Meskipun dalam sarang ada beberapa betina, namun tingkat polinigininya rendah karena ruang pemijahan dalam sarang terbatas (Ito dan Yanagisawa 2003).

Pada musim pemijahan ikan gobi *Rhinogobius* sp. LD jantan merayu beberapa individu ikan betina yang berukuran sama dan mengajaknya ke sarang, padahal ikan betina lebih memilih jantan yang berukuran lebih besar (Ito dan Yanagisawa 2000). Pola yang sama juga dilakukan oleh *Rhinogobius* sp. CB (Ito



dan Yanagisawa 2003). Lebih jauh Ito dan Yanagisawa (2003) menjelaskan bahwa jantan mengumpulkan lebih dari satu ekor betina sebelum pemijahan berlangsung. Meskipun demikian potensi jumlah total telur yang akan dipijahkan dalam satu sarang tidak sebanding dengan jumlah telur yang benar-benar terdapat dalam satu sarang, dan terkesan telur hanya dihasilkan oleh salah satu induk betina.

Tamada (2008) menemukan bahwa pada satu sarang yang sama beberapa ekor betina menyimpan telurnya secara simultan atau bergantian dalam waktu yang singkat. Kepadatan telur *Rhinogobius* sp. CB meningkat dengan bertambahnya jumlah induk betina yang memijah. Kepadatan telur dalam kumpulan telur yang didapatkan di lapangan dikategorikan dalam tiga distribusi normal. Kepadatan telur dalam sarang dapat digunakan sebagai indeks untuk menjelaskan pola perkawinan ikan ini. Berdasarkan distribusi tersebut diduga perkawinan *Rhinogobius* sp. CB di alam liar sering bersifat poligini.

Di antara jantan *Rhinogobius* sp. LD (*largedark*) untuk mendapatkan betina relatif jarang terjadi kompetisi. Tahap perkembangan telur dan jumlah telur mengindikasikan bahwa jantan menerima 1–3 gugus telur selama satu siklus pemijahan. Jantan yang menjaga beberapa gugus telur sering memakan telur (kanibal), tetapi jantan yang menjaga gugus telur tunggal jarang bersifat kanibal. Betina yang bunting dalam sarang juga sering memakan telur betina lain yang diletakkan sebelumnya. Kemungkinan hal ini dilakukan untuk memperluas ruang yang tersedia untuk peletakan telur (Ito dan Yanagisawa 2000).

Kondisi yang sama juga ditemukan pada *Plecoglossus altivelis* (Iguchi 1996). Pemijahan ikan ini berkaitan dengan ukuran tubuh. Telur dalam ovarium betina pada tahap prapemijahan menunjukkan sebaran ukuran multimodal yang mengindikasikan semua betina berpotensi pemijahannya bertahap. Sebagian besar induk betina yang berukuran besar mati tidak lama setelah pemijahan pertamanya, sedangkan hampir separuh induk betina berukuran sedang dan kecil berhasil menyelesaikan pemijahan kedua sekitar dua minggu sesudah pemijahan pertama. Strategi pemijahan ini terkait dengan sintasan keturunan dan kematian ikan induk selama musim pemijahan.





## Kondisi lingkungan perairan dan reproduksi

Beberapa faktor lingkungan menyebabkan adanya variasi spasial dan temporal ukuran telur kelompok ikan amfidromus, seperti suhu air dan ketersediaan pakan bagi larva. Ukuran telur sangat berkorelasi dengan ukuran betina. Kecenderungan variasi ukuran betina dengan ukuran telur nampaknya merupakan adaptasi dalam pola ruaya mereka. Larva yang berasal dari betina yang lebih besar cenderung berada di hulu sehingga memerlukan ketahanan yang lebih besar terhadap kelaparan selama mereka ruaya ke laut (Tamada 2009).

Suhu air yang tinggi dan kondisi pakan melimpah dapat memengaruhi ukuran telur optimal *R. brunneus*. Selain itu sintasan larva yang lebih tinggi selama beruaya ke hilir memengaruhi indek kematangan gonad yang lebih rendah pada saat matang telur pada ikan gobi ini yang biasanya mendiami hilir sungai (Tamada 2005).

Kvarnemo (1994) juga menemukan bahwa suhu berpengaruh terhadap reproduksi ikan amfidromus gobi pasir (*Pomatoschistus minutus*). Meningkatnya suhu air mendorong bertambahnya laju reproduksi, dan dorongan ini lebih kuat pada jantan. Kondisi ini mencerminkan adanya perbedaan pada tingkat perkembangan antara telur yang belum dibuahi selama dalam ovarium betina dan telur yang telah dibuahi dalam perawatan jantan. Pada suhu konstan, masih terlihat pengaruh musiman laju reproduksi jantan dan waktu inkubasi menurun pada saat musim pemijahan. Ikan jantan membangun sarang dan menjaga telur sampai menetas. Perhitungan kepadatan telur dan ukuran sarang alami menunjukkan jantan mampu menjaga gugus telur rata-rata dua betina secara bersamaan. Lebih jauh Kvarnemo (1996) menegaskan bahwa suhu memengaruhi nisbah seks operasional dan intensitas interaksi kompetitif jantan-jantan, dan oleh karena itu juga memengaruhi intensitas seleksi seksual.

Toleransi larva *S. japonicus* yang baru menetas kepada suhu dan salinitas diteliti oleh Iida *et al.* (2010). Ternyata sintasan larva *S. japonicus* sangat bergantung kepada kondisi salinitas dan suhu. Hasil penelitian mereka menunjukkan bahwa larva lebih beradaptasi dengan air payau dan air laut daripada dengan air tawar. Sebaliknya, ikan dewasa dan telur lebih beradaptasi dengan air tawar dan air payau daripada dengan air laut. Hal ini konsisten dengan sejarah hidup amfidromus ikan yaitu tumbuh dan memijah di air tawar, sementara tahap larva hidup di habitat air laut.



## 5.4 Ruaya ikan

### Pola ruaya dan adaptasi

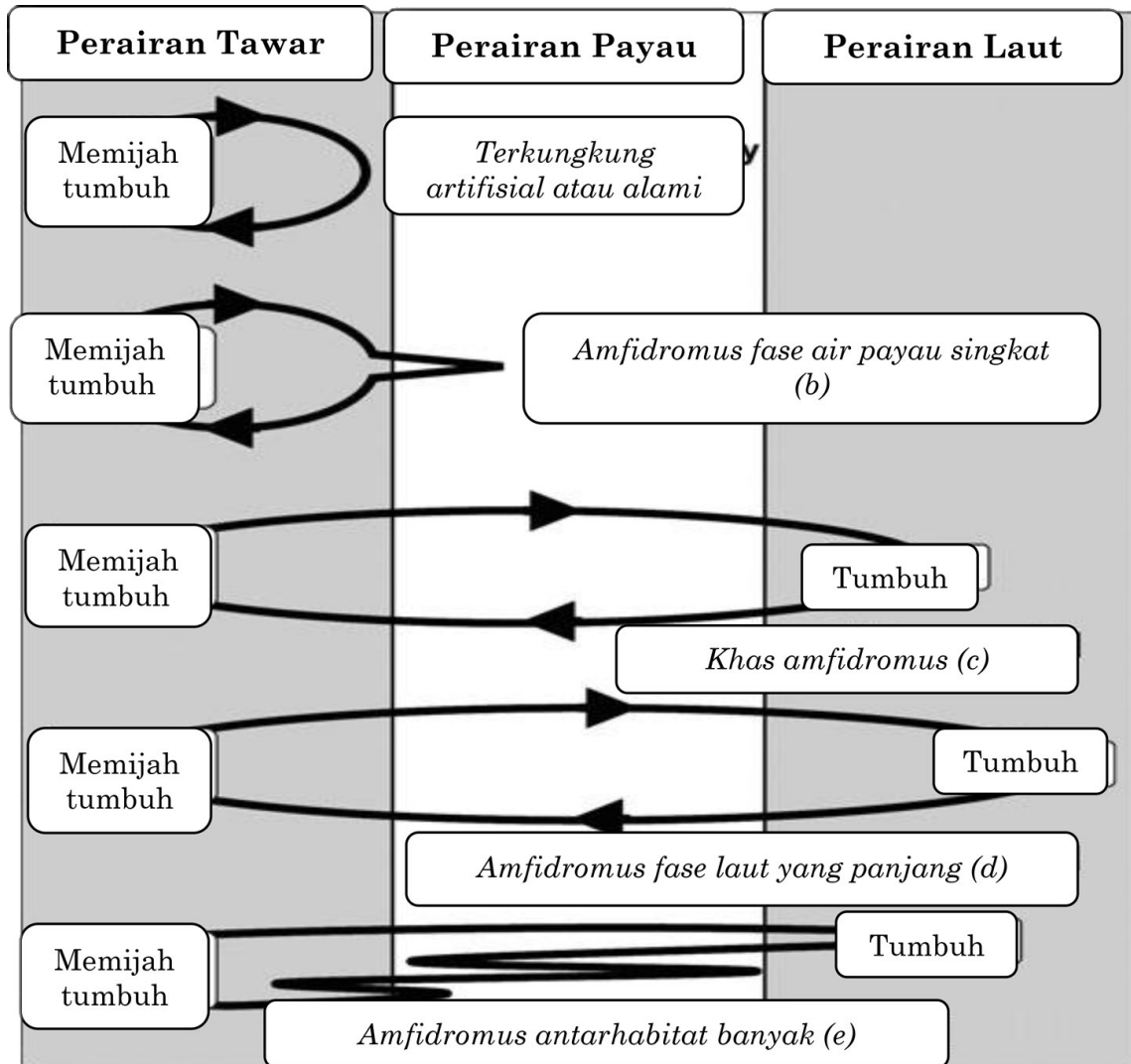
Tsunagawa dan Arai (2009) menemukan lima tipe siklus hidup *Rhinogobius* sp. BI (tipe Bonin Island) mengacu pada tipe ruaya berdasarkan analisis nisbah Sr : Ca otolit sepanjang riwayat kehidupan (Gambar 5-1), yakni (a) tipe terkungkung artifisial atau alami, (b) tipe amfidromus fase payau singkat, (c) tipe amfidromus khas, (d) tipe amfidromus fase laut lama, dan (e) tipe amfidromus beberapa antarhabitat. Mencermati lima tipe tersebut, tipe pertama adalah spesies yang hidup terkungkung di bagian atas bendungan, yang tidak bersambungan dengan bagian hilir, yang hanya menghuni habitat air tawar. Tipe ini membuktikan bahwa *Rhinogobius* sp. BI mempunyai strategi ruaya polimorfik yang membuat ikan ini beradaptasi dengan baik pada lingkungan alami atau buatan. Empat tipe yang lain memperlihatkan bahwa pola ruaya *Rhinogobius* sp. BI sangat bervariasi pada berbagai habitat dan fleksibel sehingga mereka dapat mengarungi berbagai tingkat salinitas selama sejarah hidupnya.

Keberhasilan daur hidup ikan amfidromus menimbulkan sejumlah pertanyaan tentang bagaimana larva ikan ini dapat terbawa ke hilir, bertahan, dan makan dan berkembang di lingkungan air laut, sebelum pasokan energi endogen dalam kuning telur habis. McDowall (2009) menyebutkan ada enam taktik yang dapat dilakukan oleh larva yang baru menetas dalam upaya meningkatkan keberhasilan mereka untuk mencapai lingkungan air laut dan meningkatkan kelangsungan hidup mereka selama ruaya ke laut. Enam taktik ini tidak terpisah satu sama lain, melainkan dua atau lebih taktik adaptasi dapat diterapkan secara bersamaan dalam kejadian tertentu. Ia menjelaskan taktik tersebut seperti berikut:

- (1) ikan dewasa beruaya ke hilir menuju laut untuk memijah, dan ini lebih bersifat sebagai katadromus;
- (2) ikan dewasa beruaya untuk menyimpan telur dekat laut;
- (3) beberapa ikan gobi amfidromus sering mendiami bagian sungai yang dekat dengan laut, sering di area yang terpengaruh oleh pasang;
- (4) memperbesar pasokan kuning telur untuk meminimalkan kelaparan, dengan menyediakan energi endogenus guna memperpanjang sintasan larva selama ruaya ke hilir, dan ini dapat dicapai dengan memperbesar ukuran telur;



- (5) melepaskan telur pada arus sungai pada saat fertilisasi sehingga perkembangan berlangsung dalam telur terapung yang hanyut ke hilir, dan
- (6) sifat fototaksis positif yang dipunyai larva yang baru menetas akan membawa mereka masuk dalam kolom air sungai, sambil memaksimumkan lintasan ke hilir pada arus sungai.



Gambar 5-1 Pola ruaya *Rhinogobius sp.* BI berdasarkan analisis nisbah Sr:Ca otolit (Sumber: Tsunagawa dan Arai 2009)

Ikan dewasa dapat beruaya ke hilir menuju laut untuk memijah. Hal ini dilakukan oleh beberapa taksa ikan amfidromus bukan katadromus yang bertingkah laku mirip dengan ikan katadromus. Beberapa jenis ikan menunjukkan adanya sifat adaptif transisi antara non-diadromus dan diadromus dalam siklus hidupnya, dan ini juga terjadi pada ikan kelompok amfidromus (Gross1987 in McDowall 2007).



Pergerakan ikan dewasa di sungai yang beruaya ke arah hilir dilakukan untuk memastikan bahwa telur disimpan sedekat mungkin dengan lingkungan laut. Taktik ini bertujuan agar setelah pemijahan selesai, larva lebih cepat masuk ke lingkungan laut dan meminimalkan risiko terjadinya kelaparan pada larva yang baru dihasilkan. Ruaya seperti ini dilakukan antara lain oleh ikan *Galaxias maculatus* (McDowall 2009). Di Hawaii *Awaous guamensis* beruaya ke hilir pada muara sungai untuk bertelur dan biasanya ikan jantan pada musim gugur beruaya ke hilir untuk menetapkan lokasi pemijahan kemudian disusul oleh ikan betina (Fitzsimons dan Nishimoto 1991 *in* McDowall 2009). Hal yang sama juga dilakukan oleh ikan dewasa *Sicyopterus extraneus* dan *P. altivelis* yang beruaya ke hilir untuk memijah (Iguchi *et al.* 1998 *in* McDowall 2009). Beberapa jenis ikan yang menjalankan taktik seperti itu oleh beberapa ahli dianggap sebagai katadromus marginal (*marginally catadromus*), karena telur mereka diletakkan pada daerah antara pasang surut dan muara sungai. Kasus yang demikian ini mengaburkan perbedaan antara amfidromus dan katadromus (McDowall 2009).

Beberapa ikan gobi amfidromus hidup hanya pada hulu sungai yang berjarak pendek ke laut dan dipengaruhi pasang, sehingga ruaya ke laut berlangsung cepat. Strategi ini dilakukan oleh dua jenis *Eleotris* (famili Eleotridae) di Pulau Okinawa (Maeda dan Tachihara 2004 *in* McDowall 2009), juga oleh *Gobiomorphus gobioides*.

Belum ada bukti yang diperoleh bahwa kelompok ikan amfidromus telah mengadopsi upaya memperbesar kuning telur untuk meminimalkan kelaparan. Ada kecenderungan yang besar bahwa ikan amfidromus memiliki jumlah telur besar tetapi ukurannya kecil (McDowall 1965 dan 1990 *in* McDowall 2009). Hal ini ditemukan pada ikan amfidromus *Gobiomorphus huttoni* yang memiliki telur berdiameter kurang dari 1 mm, sedangkan ikan non-diadromus *Gobiomorphus breviceps* memiliki diameter telur sampai 3 mm (McDowall 1990 *in* McDowall 2009). Telur ikan amfidromus *Rhinogobius brunneus* berdiameter 0,8 mm, sedangkan telur *Rhinogobius flumineus* nondiadromus berdiameter sampai 2,1 mm (Miller 1984 *in* McDowall 2009). Adanya perbedaan ukuran telur ikan yang beruaya dan tidak beruaya mungkin merupakan kejadian umum dan telur yang berukuran lebih kecil diasumsikan memiliki kuning telur dan kandungan energi lebih rendah (McDowall 2009).



Ikan amfidromus *Rhinogobius giurinus* yang hidup jauh ke hulu membutuhkan waktu yang cukup lama untuk sampai ke laut ketika beruaya atau sebaliknya dari laut ke hulu. Ikan amfidromus yang hidup jauh ke hulu sungai umumnya memiliki ukuran lebih besar, dan hal ini merupakan sifat umum kelompok ikan amfidromus (McDowall 1965 dan 1973; Erdman 1984 *in* McDowall 2009; Abe *et al.* 2007). Ikan *R. giurinus* yang hidup jauh ke hulu memiliki ukuran lebih besar atau lebih tua daripada yang hidup dekat ke arah hilir (Tamada dan Iwata 2005 *in* McDowall 2009). Demikian juga ukuran telur yang dihasilkan oleh ikan ini berkorelasi dengan jarak hulu ke laut. *R. giurinus* yang memijah lebih jauh ke arah hulu memiliki telur berukuran lebih besar daripada ikan yang memijah pada bagian yang relatif dekat ke arah hilir (Tamada 2005). Hal ini merupakan salah satu strategi untuk mempertinggi tingkat kelangsungan hidup larva ikan selama beruaya ke hilir dan laut (Tamada 2005). Hubungan adaptasi terlihat dalam hal ikan betina yang hidup jauh ke hulu berukuran lebih besar dan memiliki telur lebih besar dengan kuning telur lebih besar sehingga persediaan energi pada larva lebih tinggi dan akan meningkatkan kemampuan bertahan hidup selama beruaya ke hilir (McDowall 2009).

Terkait sifat fototaksis larva, Moriyama *et al.* (1998 *in* McDowall 2009) menemukan telur *R. brunneus* lebih memilih menetas tidak lama setelah matahari terbenam (waktu senja). Larva bersifat fototaksis positif pada cahaya lemah, tetapi bersifat fototaksis negatif pada intensitas cahaya yang kuat. Mereka berpendapat bahwa perilaku ini memudahkan larva beruaya ke hilir pada malam hari, dan untuk mengurangi tekanan pemangsaan.

Menurut McDowall (2009), ada beberapa sifat yang ditemukan pada larva ikan gobi atau amfidromus lainnya yang baru menetas, yaitu (a) kadang-kadang bersifat fototrofik positif (McDowall 1965), atau (b) bersifat pelagis dan berenang di kolom air seperti terjadi pada *G. maculatus* (McDowall 1968), (c) atau tidak mempunyai kemampuan mengapung (Bell dan Brown 1995), dan (d) larva menyemburkan air ke permukaan secara berulang sambil berenang (Bell *et al.* 1995); dan sifat-sifat tersebut tampaknya untuk mempercepat transportasi larva ke hilir sungai. Larva baru menetas yang beruaya ke hilir seringkali belum memiliki pigmen mata yang dapat mengurangi pandangan kepada pemangsa, sehingga sifat-sifat merupakan respons mereka terhadap intensitas cahaya yang berbeda (McDowall 2009).



Embrio *R. brunneus* bersifat fototaksis positif pada cahaya 500 lux, namun berespons negatif pada intensitas lebih dari 5000 lux. Fototaksis positif untuk pencahayaan lemah merangsang larva berenang ke permukaan air, sehingga pada saat senja kepadatan yang tinggi ditemukan di permukaan air. Pada malam hari larva tidak berenang dan tenggelam karena gravitasnya ke dasar perairan. Kondisi cahaya alami lingkungan bervariasi di berbagai lokasi berkaitan dengan ciri topografi lokal. Variasi pola periodisitas harian selama ruaya merupakan hasil interaksi antara reaksi perilaku embrio dengan faktor lingkungan di sepanjang aliran sungai (Iguchi dan Mizuno 1991).

Embrio *R. brunneus* berenang dengan kecepatan sekitar 1,54 cm detik<sup>-1</sup> pada air tenang dan bersifat reotaksis positif, tetapi kemampuan renang tidak mampu untuk bergerak aktif pada kondisi air yang deras (Iguchi dan Mizuno 1991). Kecepatan berenang sesaat (ISS *instantaneous swimming speed*) rata-rata tiap kelompok ikan amfidromus berkisar 0,15–4,46 m detik<sup>-1</sup>, sedangkan kecepatan berenang eksplorasi (ESS *exploratory swimming speed*) rata-rata tiap kelompok lebih rendah, berkisar 0,04–3,77 m detik<sup>-1</sup> (Brehmer *et al.* 2011).

Kemiripan periodisitas harian larva gobi selama ruaya ke hilir dan ruaya vertikal menegaskan bahwa dalam perairan mengalir ruaya ke laut dimulai otomatis sebagai suatu perilaku naluriah fototaksis yang diwarisi dari nenek moyangnya yang berasal dari laut (Iguchi 2007).

Waktu telur menetas bertepatan dengan arus sungai tinggi juga dapat mempercepat perjalanan ke hilir pada beberapa spesies amfidromus genus *Galaxias* dan kekeruhan air dapat memberikan perlindungan dari pemangsaan (McDowall dan Charteris 2006 *in* McDowall 2009); larva begitu kecil dan transparan selama beruaya ke hilir tidak terlihat sampai pada jarak dekat, dan karena itu larva tidak rentan terhadap tekanan pemangsaan yang serius. Pada kenyataannya tidak ada yang diketahui (McDowall 2009).

### Risiko selama ruaya

Selama beruaya ke hilir menuju lingkungan laut larva ikan amfidromus menghadapi berbagai risiko potensial. Menurut McDowall (2009), risiko tersebut mencakup sebagai berikut:



- (a) perbedaan ionik lingkungan yang dihadapi larva pada saat berada di air tawar dan ketika beruaya ke laut sehingga perlu penyesuaian tekanan osmotik (osmoregulasi), meskipun ruaya ini tidak wajib bagi semua individu pada beberapa ikan amfidromus,
- (b) risiko pemangsa yang lebih besar, bila ikan masih dalam kondisi planktonik selama berada di lingkungan laut, dan
- (c) arus laut dapat menyapu larva berukuran kecil sehingga terseret jauh dari zona perairan pesisir dan hal ini dapat membahayakan pada saat yuwana kembali ke air tawar untuk menyesuaikan dengan kondisi lingkungan yang cocok.

Selain risiko yang disebutkan di atas, masih ada risiko lebih lainnya, terutama jika tempat pemijahan jauh di hulu sungai. Selama beruaya dari air tawar ke laut larva perlu menyesuaikan diri dengan kondisi laut dan hal tersebut membutuhkan waktu lebih lama. Oleh karena itu, endogen (kuning telur) sebagai sumber energi larva dapat habis sebelum larva mencapai laut yang berakibat larva mati (McDowall 2009). Ia menyatakan lebih lanjut bahwa beberapa peneliti di Jepang telah membahas risiko kelaparan yang menimpa larva *R. brunneus* atau *Rhinogobius* sp. CD yang baru menetas selama beruaya ke laut. Hasilnya menunjukkan bahwa larva yang menetas di bagian hulu yang berjarak jauh akan menghadapi risiko pada saat beruaya ke hilir menuju laut karena membutuhkan waktu yang lama sehingga mereka mengalami kelaparan yang tak dapat pulih (*irreversible starvation*). Tingkat kelaparan larva berkorelasi dengan jarak tempat larva ditetaskan atau waktu yang dibutuhkan untuk beruaya ke laut.

Berdasarkan transisi morfologis larva dari kondisi pakan endogen ke kondisi kelaparan yang tak dapat pulih, Iguchi dan Mizuno (1999 *in* Iguchi 2007) berhipotesis bahwa sintasan awal ikan amfidromus bervariasi dengan panjang sungai. Hal tersebut dibuktikan pada *Rhinogobius* sp. CB yang berasal dari populasi berbeda bahwa kian jauh jarak ruaya tanpa makanan, maka kian tinggi pula tingkat kematian larva (Iguchi 2007).

Keadaan tersebut di atas menjadi penjelasan secara parsial tentang adanya fenomena yang terjadi pada ikan amfidromus, yaitu ikan ini jarang dijumpai pada sungai panjang di daratan benua atau pulau besar (McDowall 2007). Ini sebabnya mengapa ikan gobi sicydiine lazim ditemukan di pulau kecil (Keith



2003 *in* McDowall 2009), di mana ruaya larva ke hilir atau menuju ke laut berlangsung cepat karena sungai di pulau kecil umumnya pendek, curam, dan mengalir cepat (McDowall 2009).

Tingkat kematian larva ikan gobi sicydiine di pulau Karibia Dominika diduga sebesar 50% atau lebih per jam ketika baru menetas dan beruaya ke hilir. Setelah hanyut selama lima jam sintasan larva hanya tinggal sekitar 3% dari larva total. Fakta ini menjadi alasan sangat bagus mengapa ikan amfidromus dewasa lebih suka menghuni sungai lebih pendek dengan jarak lebih dekat dengan laut (Bell 2007 *in* McDowall 2009).

### Beberapa pendekatan dalam penelitian pola ruaya

Dalam penelitian yang bertalian dengan pola ruaya kelompok ikan amfidromus telah dikembangkan beberapa metode. Metode tersebut ialah metode jaring perangkap (Benbow *et al.* 2004, Bell 2009), nisbah unsur kimiawi pada otolit (Arai 2006, Ohji dan Arai 2008, Hicks *et al.* 2010), metode akustik sonar (Brehmer *et al.* 2006, Brehmer *et al.* 2011), metode geostatistika kriging (Lin *et al.* 2010, Lin *et al.* 2011) dan metode radio isotop (Sorensen dan Hobson 2005).

Metode jaring perangkap digunakan untuk memantau secara kuantitatif jumlah ikan amfidromus yang terperangkap dalam jaring. Oleh karena itu penggunaan metode ini selalu mempertimbangkan lebar sungai dan jumlah jaring perangkap yang digunakan. Jumlah yang tertangkap dinyatakan dalam pascalarva perangkap<sup>-1</sup> jam<sup>-1</sup>. Dengan metode ini dapat diperlihatkan secara kuantitatif variasi antara bulan dan tahun pada sungai yang sama

Metode mikro kimia pada awalnya menggunakan nisbah strontium (Sr): kalsium (Ca) pada otolit ikan amfidromus. Saat ini telah dikembangkan penggunaan dua unsur kimiawi lain, yaitu lithium (Li) dan rubidium (Rb) yang dinyatakan sebagai nisbah Li : Ca dan Rb : Ca untuk melihat pola ruaya ikan amfidromus (Hicks *et al.* 2010). Beberapa penggunaan nisbah pada metode mikro kimia otolit dianggap sebagai bagian dari pendekatan jejak multi unsur dalam penelitian ruaya ikan diadromous (Hicks *et al.* 2010) yang berkaitan dengan sejarah hidup dan pola ruaya ikan dari air tawar ke air laut (Arai 2006, Ohji dan Arai 2008, Hicks *et al.* 2010).





Metode akustik dengan sonar dan *echosounder* semakin banyak digunakan untuk mengamati kepadatan, perilaku renang, distribusi geografis dalam habitat, dan pola perilaku sirkadian ikan kelompok amfidromus secara individual atau bergerombol (Brehmer *et al.* 2006, Brehmer *et al.* 2011).

Metode geostatistika *kriging* berdasarkan berbagai skala model variogram tersarang dapat dianggap sebagai metode yang baik untuk menduga *S. japonicus* pada bagian yang tidak terambil contohnya secara langsung (Lin *et al.* 2011). Indikator *kriging* juga digunakan untuk menduga kemungkinan kehadiran *S. japonicus* dan ditumpangkan dengan perkiraan kondisi aliran sungai (Lin *et al.* 2010). Penggunaan metode geostatistika dan variogram tersarang serta jarak hidrologi adalah sarana yang sangat efektif untuk menggambarkan struktur hierarki pada pola longitudinal kepadatan *S. japonicus* setiap musim (Lin *et al.* 2010, Lin *et al.* 2011).

Jejak isotopik dapat digunakan untuk identifikasi sumber unsur hara bagi organisme, yang memungkinkan untuk menyimpulkan tentang persebarannya. Sorensen dan Hobson (2005) memanfaatkan analisis isotop stabil ( $\delta^{13}\text{C}$ ,  $\delta^{15}\text{N}$ ) untuk mengevaluasi sumber nutrisi yang digunakan oleh ikan gobi amfidromus (*Lentipes oncolor*, *Syciopterus stimpsoni*, dan *A. guamensis*) yang tertangkap selama ruaya ke hilir dan tinggal di Sungai Hakalau, Hawaii. Evaluasi mereka menunjukkan bahwa jaringan makanan air tawar memainkan peran kompleks dalam kehidupan ikan amfidromus Hawaii baik semasa larva maupun dewasa.

## 5.5 Penelitian ikan amfidromus di Indonesia

### Informasi ikan Sicydiinae di Indonesia

Ikan Sicydiinae merupakan kelompok ikan yang dominan di antara kelompok amfidromus dan menyebar sangat luas. Pasifik dikenal sebagai pusat keanekaragaman jenis ikan Sicydiinae dan dapat menjadi pusat asal subfamili ini (Parenti 1991, Keith *et al.* 2011 in Thuesen *et al.* 2011). Subfamili Sicydiinae yang telah diakui sah terdiri atas enam genera, yaitu *Cotylopus*, *Lentipes*, *Sicydium*, *Syciopterus*, *Sicyopus*, dan *Stiphodon* (Watson dan Kottelat 2006). *Stiphodon* dilaporkan tersebar luas di Samudra Pasifik tropis membentang dari bagian barat Indonesia sampai Polinesia Prancis dan dari selatan Jepang ke Australia, serta ditemukan di Sri Lanka sampai Samudra Hindia.



Watson dan Kottelat (2006) melaporkan bahwa *Lentipes* dan *Sicyopus* ditemukan di Pulau Halmahera, dan sejauh ini kedua genera tersebut diketahui hanya terdapat di Halmahera. Selanjutnya mereka menjelaskan bahwa empat jenis *Lentipes* (*L. multiradiatus*, *L. dimetrodon*, *L. crittersius*, dan *L. whittenorus*) ditemukan di Indonesia dan jenis-jenis lainnya menunggu dilakukan deskripsi. *Sicyopus zosterophorus* tersebar luas di Indonesia dan telah dilaporkan sebelumnya dari Halmahera. *S. zosterophorum* juga memiliki penyebaran yang luas, dan telah dicatat ditemukan di Kaledonia Baru, Indonesia, Filipina, Taiwan dan Jepang (Watson 1999 in Nip 2010). Jenis-jenis genus *Sicyopus* lainnya yang ditemukan di Indonesia, yaitu *Sicyopus multisquamatus*, *Sicyopus discordipinnis*, dan *Smilosicyopus mystax*.

Ikan genus Sicydiinae dimanfaatkan sebagai makanan oleh penduduk setempat, dan penangkapan jenis ini dikategorikan sebagai tidak berkelanjutan. *Stiphodon*, *Sicyopterus* dan *Sicyopus*, juga telah menjadi populer dalam perdagangan ikan hias (Ekaratne 2000 dan Lin 2007 in Nip 2010). Nip (2010) menceritakan bahwa Kementerian Lingkungan Hidup Jepang telah menetapkan *Stiphodon atropurpureus* dan *Sicyopus zosterophorus* sebagai jenis ikan yang terancam punah, dan telah menyarankan cara untuk melestarikan kedua jenis ikan ini, karena telah mengalami kelangkaan di Jepang. Demikian juga keberadaan *Stiphodon imperorientis* dan *Stiphodon multisquamus* di daratan Cina telah dianggap memprihatinkan dan perlu tindakan konservasi skala tinggi pada skala regional dan global.

Ikan Sicydiinae umumnya ditemukan pada bagian hulu dengan aliran sungai yang deras, biasanya air jernih dan muatan sedimen rendah (Watson dan Kottelat 2006). Mereka menjelaskan bahwa pada subfamili Sicydiinae, seperti pada kelompok ikan Gobioidi lainnya, satu spesies mungkin memiliki persebaran sangat luas di alam, seperti *Sicyopterus lagocephalus*; tetapi spesies lainnya memiliki persebaran terbatas pada sebuah pulau tunggal atau pada beberapa sungai yang menempati daerah aliran sungai tunggal.

Beberapa informasi tentang ikan Sicydiinae yang ditemukan di Indonesia seperti diuraikan tersebut di atas hanya yang berkaitan dengan kajian aspek morfologi. Kajian struktur genetik tiga populasi ikan Sicydiinae, yaitu *Sicyopus zosterophorus*, *Smilosicyopus fehlmanni*, dan *Smilosicyopus chloe* telah dilakukan pada beberapa lokasi di Papua (Taillebois *et al.* 2013). Persebaran dan cakupan



wilayah geografi kajian ikan Sicydiinae Indonesia masih sangat terbatas. Oleh karena itu, kajian ikan Sicydiinae di Indonesia sebagai salah satu famili yang mendominasi ikan kelompok amfidromus masih sangat dibutuhkan agar keanekaragaman hayati ikan ini di Indonesia dapat terungkap.

## Potensi penelitian ikan kelompok amfidromus

Walaupun beberapa peneliti telah berhasil mengidentifikasi beberapa jenis ikan Sicydiinae yang ditemukan di Indonesia, namun belum ada satu pun penelitian yang menyebutkan bahwa di antara jenis-jenis Sicydiinae tersebut sebagai ikan kelompok amfidromus. Penelitian yang telah dilakukan hanya berkaitan dengan aspek taksonomi dan sebaran geografis jenis ikan Sicydiinae, sedangkan aspek sejarah hidup atau daur hidupnya belum dilakukan sehingga di antara jenis ikan Sicydiinae yang telah ditemukan di Indonesia belum dapat dikategorikan sebagai ikan kelompok amfidromus. Hal ini membutuhkan penelitian lebih lanjut untuk menentukan apakah ikan Sicydiinae termasuk ikan kelompok amfidromus.

Seperti dijelaskan sebelumnya, pusat persebaran ikan amfidromus di dunia berada pada pulau-pulau di Samudra Pasifik dan Samudra Hindia. Indonesia terletak diantara dua samudra tersebut dan mempunyai pulau-pulau yang sangat banyak, namun penelitian iktiofauna air tawar, utamanya kelompok ikan amfidromus dari wilayah ini masih kurang. Fakta ini mendorong perlunya dilakukan penelitian terutama pada pulau-pulau yang lain lebih luas, dan diharapkan dapat ditemukan tambahan jenis (dan kemungkinan genus) ikan Sicydiinae (Watson dan Kottelat 2006) serta dapat mengungkap keberadaan ikan kelompok amfidromus di Indonesia.

Amfidromus adalah suatu adaptasi penting untuk rekolonisasi habitat pulau yang sering berlangsung singkat di alam. Kelompok ikan amfidromus yang umumnya mendiami sungai curam pulau, misal ikan gobi sub famili Sicydiinae (Thuesen *et al.* 2011). Sungai di pulau kecil dipengaruhi oleh variasi iklim yang ekstrim dan hidrologi, serta cenderung terjadi penurunan sumber air akibat fluktuasi iklim (Thuesen *et al.* 2011), yang mengancam keberlangsungan keberadaan ikan di alam. Selain itu, fauna pulau dapat mengalami kepunahan lokal lebih cepat daripada rentang waktu geologi, karena pembentukan atau kehilangan lahan zona subduksi dan pusat sebaran fauna pulau (Craig 2003 *in* Thuesen *et al.* 2011). Di samping akibat kondisi alami lingkungan, keberadaan



kelompok ikan amfidromus di alam sangat rentan terhadap perubahan lingkungan perairan dan kondisi habitatnya sebagai akibat aktivitas manusia seperti yang telah terjadi di Australia bagian utara dan timur serta daratan Cina (Watson dan Kottelat 2006, Nip 2010).

Kondisi ini tersebut di atas juga dapat terjadi di Indonesia, meskipun informasinya masih belum tersedia. Oleh karena itu diperlukan penelitian tentang hal tersebut untuk mendukung tindakan penyelamatan sumber daya ikan amfidromus dari ancaman kepunahan akibat dampak aktivitas manusia di sekitar aliran sungai. Dalam jangka pendek, prioritas utama adalah konservasi perlindungan beberapa jenis ikan Sicydiinae dari potensi penangkapan-lebih akibat perdagangan ikan hias di Indonesia. Dalam rangka menentukan nilai konservasi fauna ini dibutuhkan informasi yang berasal dari hasil penelitian tentang persebaran, kelimpahan, taksonomi, dan struktur populasi genetik ikan kelompok amfidromus.

### 5.6 Penutup

Berdasarkan luas persebarannya, ikan kelompok amfidromus sebagian bersifat kosmopolitan. Kelompok ini banyak ditemukan pada pulau-pulau di Samudra Pasifik dan Hindia, tersebar dari tropik sampai subtropis, dan sampai ke Samudra Atlantik. Di sungai ikan ini dapat ditemukan pada berbagai tipe habitat, mulai tipe sungai beraliran tenang dengan elevasi relatif datar sampai tipe sungai bergolak dan berelevasi terjal. Ikan amfidromus banyak ditemukan pada pulau-pulau kecil, di sungai pendek yang berarus deras.

Reproduksi ikan kelompok amfidromus dimulai dari penentuan lokasi sampai penjagaan telur. Umumnya, ikan jantan lebih banyak berperan. Fekunditas sangat bervariasi dengan pola reproduksi biasanya bersifat iteroparus. Ikan ini termasuk tipe pemijah bertahap dan umumnya bersifat poligini dengan pembuahan eksternal.

Pola ruaya ikan kelompok amfidromus meliputi lima tipe, mulai dari tipe populasi terkungkung sampai pada tipe yang melibatkan beberapa tipe habitat. Taktik adaptasi yang dilakukan ikan ini ada enam tipe, yaitu mulai dari ikan dewasa menuju laut untuk memijah sampai larvanya baru menetas bersifat fototaksis positif. Keenam taktik tersebut bertujuan untuk meningkatkan keberhasilan mencapai laut. Perbedaan ionik lingkungan (perubahan tekanan



osmotik), pemangsaan yang besar, dan arus laut dapat menyapu larva jauh keluar zona perairan pesisir merupakan tiga resiko potensial yang dihadapi oleh larva ikan amfidromus selama beruaya ke hilir menuju lingkungan laut.

Tipologi sungai yang berkaitan dengan kondisi arus dapat memengaruhi pola reproduksi dan ruaya larva, dan panjang pendek sungai memengaruhi keberhasilan ruaya larva ke laut. Suhu air dapat memengaruhi perkembangan telur sebelum dibuahi dan ukuran telur, serta suhu dan salinitas dapat memengaruhi kelangsungan hidup larva.

Penelitian ikan amfidromus telah banyak dilakukan di Kepulauan Hawaii, Jepang, Selandia Baru, dan Taiwan. Metode jaring perangkap, nisbah unsur kimiawi pada otolit, akustik sonar, geostatistika kriging, dan radio isotop merupakan metode pendekatan yang digunakan dalam penelitian ruaya ikan amfidromus. Wilayah Indonesia berpotensi sebagai salah satu pusat persebaran ikan kelompok amfidromus, namun informasinya sampai saat ini masih langka. Fakta ini menunjukkan betapa perlunya dilakukan penelitian.

## Senarai Pustaka

- Abe S, Yodo T, Matsubara N, Iguchi K. 2007. Distribution of two sympatric amphidromus grazing fish *Plecoglossus altivelis* Temminck dan Schlegel and *Sicyopterus japonicus* (Tanaka) along the course of a temperate river. (Abstract). *Hydrobiologia* 575(1): 415–422.
- Arai T. 2006. Comparison of habitat use during early life stage between ayu *Plecoglossus altivelis* and ice goby *Leucopsarion petersi* along the Sanriku coast of Japan, as determined from otolith microchemistry. *Fisheries Science* 72(2): 382–387.
- Augspurger JM. 2017. Early life history of a landlocked amphidromous fish: migration, critical traits and ontogeny. [Tesis]. University of Otago. Dunedin, New Zealand. 106 p.
- Bell KNI. 2009. What comes down must go up: the migration cycle of juvenile-return anadromous taxa. *American Fisheries Society Symposium* 69: 321–341.
- Benbow ME, Burky AJ, Way CM. 2004. The use of two modified breder traps to quantitatively study amphidromous upstream migration. *Hidrobiologia* 527(1): 139–151.



- Brehmer P, Chi TD, Mouillot D. 2006. Amphidromus fish school migration revealed by combining fixed sonar monitoring (horizontal beaming) with fishing data. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 334(1): 139–150.
- Brehmer P, Guillard J, Pablo I, Pinzon C, Bach P. 2011. Exploratory and instantaneous swimming speeds of amphidromous fish school in shallow-water coastal lagoon channels. *Estuaries and Coasts* 34(4):739–744.
- Cheng HL, Huang S, Lee SC. 2005. Morphological and molecular variation in *Rhinogobius rubromaculatus* (Pisces: Gobiidae) in Taiwan. *Zoological Studies* 44(1): 119–129.
- Hicks AS, Closs GP, Swearer SE. 2010. Otolith microchemistry of two amphidromous galaxiids across an experimental salinity gradient: a multi-element approach for tracking diadromous migrations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 394(1–2): 86–97.
- Iguchi K, Mizuno N. 1991. Mechanisms of embryonic drift in the amphidromous goby, *Rhinogobius brunneus*. *Environmental Biology of Fishes* 31(3): 295–300.
- Iguchi K. 1996. Size-specific spawning pattern in ayu, *Plecoglossus altivelis* (Abstract). *Ichthyological Research* 43(3):193–198.
- Iguchi K. 2007. Limitations of early seaward migration success in amphidromous fishes. In Evenhuis NL dan Fitzsimons JM (editors): *Biology of Hawaiian Streams and Estuaries. Bishop Museum Bulletin in Cultural and Environmental Studies* 3: 75–85.
- Iida M, Watanabe S, Shinoda A, Tsukamoto K. 2008. Recruitment of the amphidromous goby *Sicyopterus japonicus* to the estuary of the Ota River, Wakayama, Japan. *Environmental Biology of Fishes* 83(3): 331–334.
- Iida M, Watanabe S, Yamada Y, Lord C, Keith P, Tsukamoto K. 2010. Survival and behavioral characteristics of amphidromous goby larvae of *Sicyopterus japonicus* (Tanaka, 1909) during their downstream migration. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 383(1): 17–22.
- Ito S, Yanagisawa Y. 2000. Mate choice and cannibalism in a natural population of a stream goby *Rhinogobius* sp. *Ichthyological Research* 47(1): 51–58.



- Ito S, Yanagisawa Y. 2003. Mate choice and mating pattern in a stream goby of the genus *Rhinogobius*. *Environmental Biology of Fishes* 66(1): 67–73.
- Kinzie RA. 1990. Species profiles: life histories and environmental requirements of coastal vertebrates and invertebrates pacific ocean region. Report 3. *Amphidromous macrofauna of Hawaiian Island streams*. Technical Report. Diunduh 13 November 2011.
- Kvarnemo C. 1994. Temperature differentially affects male and female reproductive rates in the sand goby: consequences for operational sex ratio. *Proceedings of the Royal Society London B* 256 (1346): 151–156.
- Kvarnemo C. 1996. Temperature affects operational sex ratio and intensity of male-male competition: an experimental study of sand gobies, *Pomatoschistus minutus*. *Behavioral Ecology* 7(2): 208–212.
- Lin YP, Wang CL, Yu HH, Wang YC. 2010. Estimating and classifying spatial and temporal distributions of flow conditions for fish habitats by using geostatistical approaches with measured flow and fish data. *Computational Science and Its Applications – ICCSA 2011*.
- Lin Y-P, Wang CL, Chang CR, Yu HH. 2011. Estimation of nested spatial patterns and seasonal variation in the longitudinal distribution of *Sicyopterus japonicus* in the Datuan stream, Taiwan by using geostatistical methods. *Environmental Monitoring and Assessment* 178(1–4): 1–18.
- Lyons J. 2005. Distribution of *Sicydium valenciennes* 1837 (Pisces: Gobiidae) in Mexico and central America. *Hidrobiologica* 15(2 Especial): 239–243.
- McDowall RM. 2007. On amphidromy, a distinct form of diadromy in aquatic organisms. *Fish and Fisheries* 8(1): 1–13.
- McDowall RM. 2009. Early hatch: a strategy for safe downstream larval transport in amphidromous gobies. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 19(1):1–8.
- McDowall RM. 2010. Why be amphidromous: expatrial dispersal and the place of source and sink population dynamics? *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 20(1): 87–100.
- McRae MG. 2007. The potential for source-sink population dynamics in Hawaii's amphidromous fishes. In: Evenhuis NL dan Fitzsimons JM (editors): *Biology of Hawaiian Streams and Estuaries*. Bishop Museum Bulletin in Cultural and Environmental Studies 3: 87–98.



- Nip THM. 2010. First records of several sicydiine gobies (Gobiidae: Sicydiinae) from mainland China. *Journal of Threatened Taxa* 2(11): 1237–1244.
- Ohji M, Arai AKT. 2008. Environmental habitat use and migration of Plecoglossidae and Osmeridae fish. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* (Abstract) 88(3): 637–640.
- Parenti LR. 1991. Ocean basins and the biogeography of freshwater fishes. *Australian Systematic Botany* 4(1):137–149.
- Secor DH, Kerr LA. 2009. Lexicon of life cycle diversity in diadromous and other fishes. *American Fisheries Society Symposium* 69: 537–556.
- Sorensen PW, Hobson KA. 2005. Stable isotope analysis of amphidromous Hawaiian gobies suggests their larvae spend a substantial period of time in freshwater river plumes. *Environmental Biology of Fishes* 74(1): 31–42.
- Taillebois L, Castelin M, Ovenden JR, Bonillo C, Keith P. 2013. Contrasting genetic structure among populations of two amphidromous fish species (Sicydiinae) in the Central West Pacific. *PLoS ONE* 8(10): e75465.
- Tamada K. 2005. Egg and clutch sizes of a goby *Rhinogobius giurinus* in the Aizu River, Kii Peninsula, Japan. *Ichthyological Research* 52(4):392–395.
- Tamada K, Iwata K. 2005. Intra-specific variations of egg size, clutch size and larval survival related to maternal size in amphidromous *Rhinogobius* goby. *Environmental Biology of Fishes* 73(4): 379–389.
- Tamada K. 2008. Estimate of mating pattern of a paternal nest brooder goby of *Rhinogobius*, using egg density in the nest. *Ichthyological Research* 55(2): 191–197.
- Tamada K. 2009. Variations in clutch and egg sizes in the amphidromous goby *Rhinogobius* sp. CB along a river course and within a spawning season. *Ichthyological Research* 56(1): 69–75.
- Thuesen PA, Ebner BC, Larson H, Keith P, Silcock RM, Prince J, Russell DJ. 2011. Amphidromy links a newly documented fish community of continental Australian Streams, to oceanic islands of the West Pacific. *PLoS ONE* 6(10): e26685.



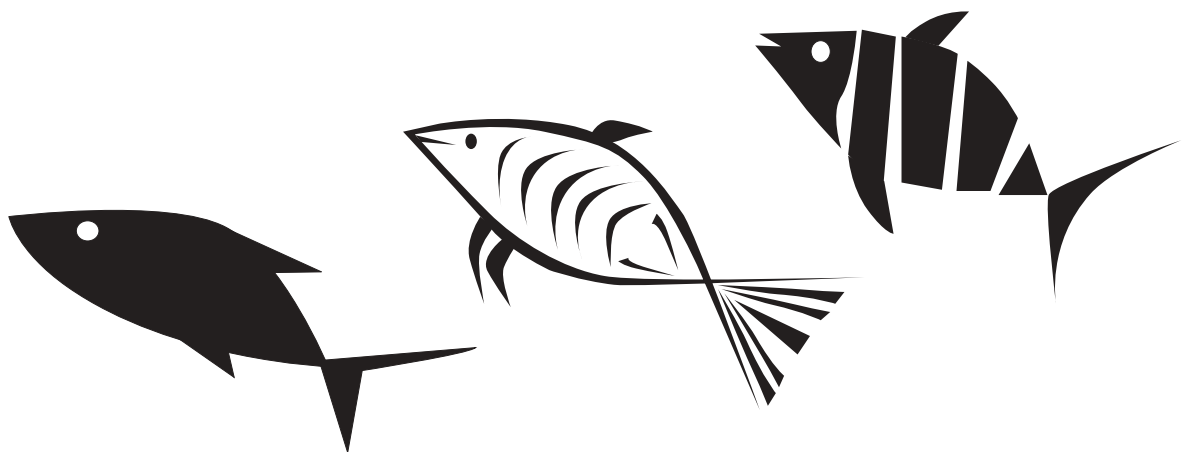


- Tsunagawa T, Arai T. 2009. Migration diversity of the fresh water goby *Rhinogobius* sp. BI, as revealed by otolith Sr:Ca ratios. *Aquatic Biology* 5: 187–194.
- Watanabe S, Iida M, Lord C, Keith P, Tsukamoto K. 2013. Tropical and temperate freshwater amphidromy: a comparison between life history characteristics of Sicydiinae, ayu, sculpins and galaxiids. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 24(1): 1–14.
- Watson RE, Keith P, Marquet G. 2005. *Stiphodon sapphirinus*, a new species of freshwater goby from New Caledonia (Gobioidei: Sicydiinae). *Cybium*, 29(4): 339–345.
- Watson RE, Kottelat M. 2006. Two new freshwater gobies from Halmahera, Maluku, Indonesia (Teleostei: Gobioidei: Sicydiinae). *Ichthyology Explorer Freshwaters* 17(2):121–128.
- www.aquamaps.org, versi Agustus 2010* diakses 11 November 2011.



## KELOMPOK TROFIK IKAN

*Asriyana*



## 6.1 Pendahuluan

Besarnya populasi ikan dalam suatu perairan antara lain ditentukan oleh makanan yang tersedia. Makanan merupakan faktor penentu bagi pertumbuhan dan kelangsungan hidup ikan. Kekurangan makanan merupakan faktor pembatas bagi perkembangan populasi ikan di perairan (Odum 1998) sehingga memengaruhi distribusi dan kelimpahan populasi di perairan. Untuk tumbuh, ikan harus mengambil makanan secara efektif dan mengonversi makanan tersebut menjadi jaringan tubuh setelah dikurangi pembelanjaan energi untuk fekal, metabolisme, dan urin (Jennings *et al.* 2003).

Umumnya, setiap spesies ikan mengonsumsi jenis makanan yang berbeda-beda yang mencakup kualitas dan kuantitas masing-masing makanan tersebut. Hal tersebut dipengaruhi oleh beberapa faktor, antara lain ukuran dan umur ikan dalam memanfaatkan makanan yang tersedia (Rivera *et al.* 2000; Asriyana *et al.* 2004; Nyegaard *et al.* 2004; Cunha *et al.* 2005; Garcia dan Geraldi 2005; Bacha dan Amara 2009; Asriyana *et al.* 2010; Carpentieri *et al.* 2010; Hammerschlag *et al.* 2010; Valls *et al.* 2011, Asriyana dan Syafei 2012), habitat hidupnya (Nicolas *et al.* 1999; Gonçsalves *et al.* 2002), kesukaan terhadap jenis makanan tertentu (Livingston 1980; Weatherley dan Gill 1987), musim yang berkaitan dengan ketersediaan makanan di perairan (Popova 1978; Ortaz 2001; Asriyana *et al.* 2004; Teixeira *et al.* 2010), dan spesies pesaing.

Makanan yang dimakan suatu spesies ikan tidak selalu sama, namun dapat berubah seiring dengan bertumbuhnya ikan. Perubahan ontogenetik tersebut merupakan hal yang penting dalam mempelajari ekologi ikan. Beberapa spesies mengalami perubahan ontogenetik menu makanannya secara perlahan, sebaliknya ada yang terjadi secara tiba-tiba. Pada stadia larva dan pascalarva, umumnya ikan merupakan pemakan plankton yang kemudian sebagian spesies berubah dalam komposisi makanan dan cara makannya. Perubahan tersebut disebabkan oleh perubahan morfologi dan kematangan gonad terutama sekali akibat peningkatan ukuran bukaan mulut dan kemampuan alat pencernaan dalam mencerna makanan.

Menurut jenis makanannya, Effendie (1997) mengelompokkan ikan kedalam lima kelompok trofik, yaitu ikan pemakan plankton, pemakan makro, mikrobentik dan detritus, pemakan tumbuhan (herbivora), pemakan daging (karnivora), dan pemakan campuran (omnivora). Di pihak lain, Kottelat *et al.*



(1993) membagi ikan ke dalam tujuh kelompok trofik, walaupun beberapa jenis ikan pola makannya berubah sesuai dengan perubahan umur, musim, dan ketersediaan bahan makanan di perairan. Tujuh kelompok tersebut, ialah:

- 1) Herbivora A (endogenus) memakan bahan tumbuhan yang hidup di air atau di lumpur, seperti alga, jamur, alga biru (perutnya berisi sejumlah detritus yang termakan secara tidak sengaja);
- 2) Herbivora B (eksogenus) memakan bagian tumbuhan yang jatuh ke dalam air seperti buah-buahan, biji-bijian, dan daun;
- 3) Predator 1 (endogenus) memakan binatang air kecil seperti nematoda, rotifera, dan avertebrata lainnya berupa detritus di dalam lumpur atau pasir;
- 4) Predator 2 (endogenus) memakan larva serangga atau binatang air kecil lainnya;
- 5) Predator 3 memakan binatang air yang lebih besar seperti udang, siput, kepiting kecil, umumnya di dekat dasar air;
- 6) Predator 4 memakan ikan jenis lainnya; dan
- 7) Omnivora memakan bahan makanan yang berasal dari binatang dan tumbuhan.

Mengingat peran makanan sebagai penyokong pertumbuhan ikan, maka sangat penting diketahui variasi menu makanan ikan selama pertumbuhannya. Tulisan ini menganalisis berbagai kelompok trofik ikan terkait dengan menu makanan (jenis organisme makanan) dan kebiasaan makan (cara mendapatkan makanan, kapan, dan di mana). Kelompok trofik yang dimaksud adalah planktivora, detritivora, herbivora, karnivora, dan omnivora.

## 6.2 Planktivora

Planktivora adalah kelompok ikan yang memakan plankton baik fitoplankton, maupun zooplankton. Beberapa spesies ikan yang termasuk kelompok ini, yaitu ikan tembang (*Sardinella fimbriata* Val.), siro (*Sardinella atricauda*), dan japuh (*Dussumieria acuta*).

Asriyana (2004) melaporkan bahwa makanan ikan tembang di perairan Teluk Kendari bervariasi menurut ukuran baik ikan jantan maupun betina (Gambar 6-1). Makanan utama ikan betina yang berukuran kecil (9,3–10,8 cm)



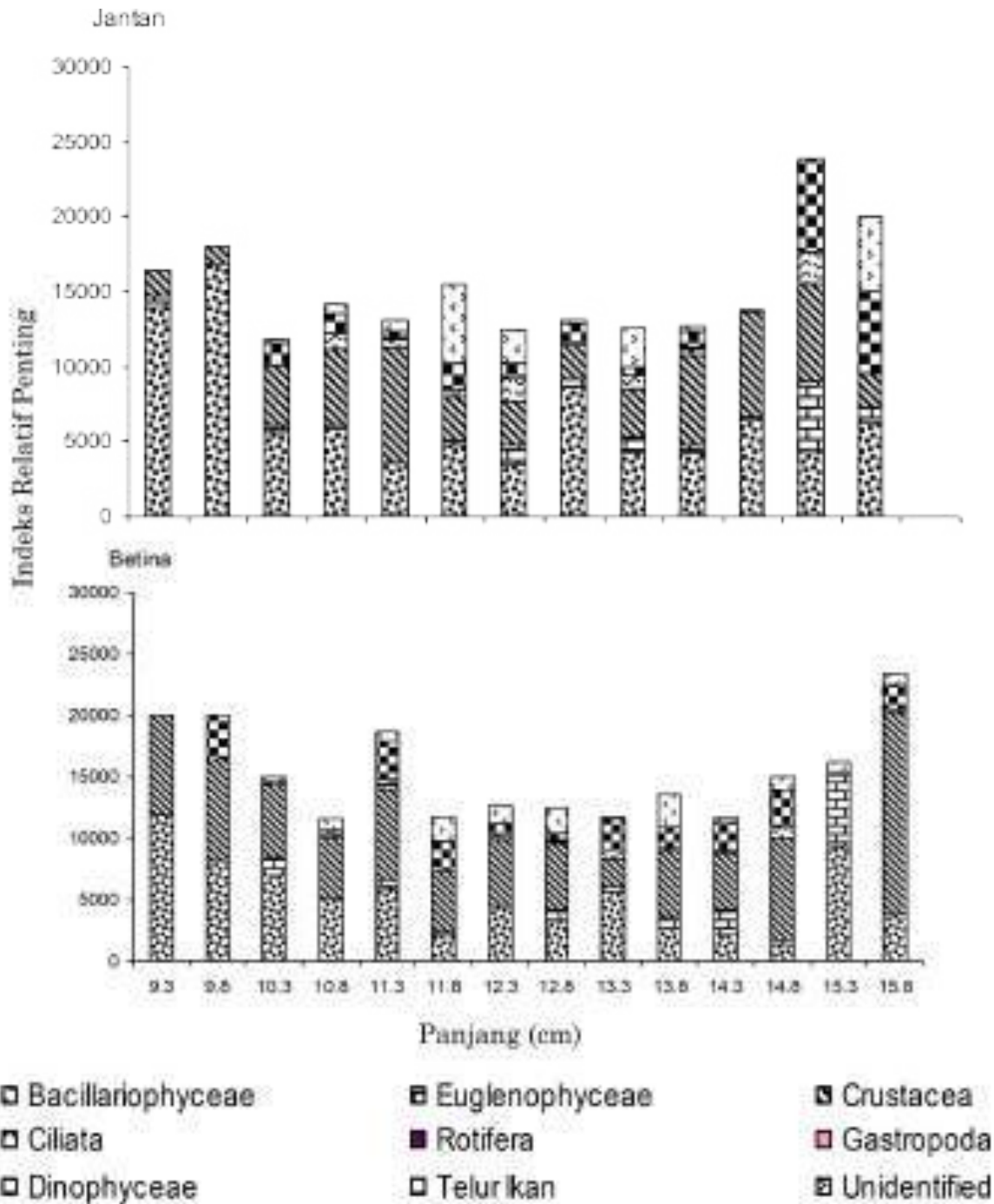
adalah Bacillariophyceae (Indeks Relatif Penting, IRP=6.302) dari jenis *Nitzschia* sp., sedangkan yang berukuran sedang sampai besar (10,9–15,8 cm) didominasi oleh kelompok Crustacea (IRP=6.649) dari jenis *Calanus* sp. Makanan ikan jantan yang berukuran kecil (9,25–10,8 cm) didominasi oleh Bacillariophyceae, sebaliknya yang berukuran sedang sampai besar (11,3–15,3 cm) bervariasi antara Bacillariophyceae dan Crustacea.

Keadaan tersebut juga terlihat pada ikan *Sardinella lemuru* yang ditemukan di perairan Selat Bali (Indrawati 2000). Makanan ikan tersebut adalah zooplankton dan fitoplankton. Zooplankton merupakan makanan utama dengan persentase 90,52–95,54%, sedangkan fitoplankton 4,46–9,48% merupakan makanan pelengkap. Di dalam komposisi zooplankton, copepoda menduduki persentase tertinggi di dalam isi lambung lemuru antara 53,76–55,00%, kelompok berikutnya adalah decapoda antara 6,57–9,49%.

Asriyana (2007) melaporkan bahwa ikan tembang yang ditemukan di perairan Teluk Kendari pada panjang total 13,8–14,3 cm makanannya didominasi oleh zooplankton dari kelompok copepoda. Kondisi tersebut menunjukkan bahwa makanan ikan tembang selama masa pematangan gonad tidak banyak berbeda dengan selama masa pertumbuhan, hanya pada saat tersebut makanannya lebih banyak didominasi oleh zooplankton. Hal yang sama juga ditemukan pada *Anodontostoma chacundata* (Rahardjo *et al.* 2006) dan *Dussumieria acuta* (Asriyana *et al.* 2010) yang tidak mengalami perubahan jenis makanan.



## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan



Gambar 6-1 Perubahan makanan ikan tembang berdasarkan ukurannya (Asriyana 2004)

Berdasarkan hal tersebut, dapat dikatakan bahwa komposisi makanan ikan tembang selama pertumbuhan dan saat pematangan gonad bervariasi sesuai dengan kebutuhan, kemampuan, dan fluktuasi ketersediaan makanan di dalam perairan. Perubahan komposisi makanan sejalan dengan pertambahan panjang disebabkan oleh semakin sempurnanya organ pencernaan pada ikan yang lebih



besar, yaitu mempunyai kemampuan menyaring makanan lebih baik karena tapis insangnya semakin panjang dan rapat sehingga mengambil makanannya lebih selektif. Costalago dan Palomera (2014) melaporkan bahwa ikan European pilchard (*Sardina pilchardus*) di barat Mediterania berukuran panjang baku di atas 7 cm mulai efisien mengkonsumsi fitoplankton dan saat mencapai panjang baku 8 cm fungsi caeca pilorus dalam pencernaannya sepenuhnya aktif. Hal serupa juga ditemukan pada *Sardinops sagax* di California, pada ukuran TL 70-100 mm mampu menyaring diatom (Nikolioudakis *et al.* 2012).

Pada ikan planktivora, plankton masuk ke dalam mulut bersama-sama dengan air. Plankton akan tinggal di dalam mulut dan tersaring oleh jari-jari tapis insang yang panjang dan lemas sedangkan airnya keluar melalui celah insang. Kelompok ikan ini pada saat makan ada yang membentuk satu kelompok dan mencari kelompok plankton yang padat.

Hubungan yang erat antara komposisi jenis plankton di perairan dengan jenis makanan yang ditemukan dalam saluran pencernaan ikan tembang dan keadaan morfologi tapis insang yang begitu banyak, panjang, dan rapat memberikan indikasi bahwa ikan ini adalah pemakan plankton. Ikan tembang dalam memperoleh makanan biasanya menyaring air dengan menggunakan tapis insangnya. Tapis insang yang panjang dan lemas tersebut terletak di rongga mulut bagian dalam. Mulut ikan tembang relatif kecil, tidak dilengkapi dengan gigi, dan tidak dapat disembulkan ke luar.

Affandi *et al.* (2009) menyatakan bahwa famili Clupeidae biasanya menyaring air dengan menggunakan tapis insang. Pada kelompok penyaring (*filter feeder*) ini, tapis insangnya berkembang menjadi panjang dan rapat sehingga penyaringan makanan akan lebih selektif. Asriyana (2004) melaporkan hasil pengukuran panjang tapis insang dan banyaknya ruas pada busur insang pertama antara ikan tembang berukuran kecil dan besar. Ikan yang berukuran lebih besar mempunyai tapis insang yang lebih banyak, panjang, dan rapat dari pada ikan berukuran kecil. Ikan berukuran panjang baku 16 cm mempunyai tapis insang dengan panjang 0,8 cm dan terdapat 58–63 helai pada busur insang pertama bagian bawah, sedangkan ikan kecil (9,0–11,0 cm) hanya mempunyai tapis insang dengan panjang rata-rata 0,4 cm dan terdapat 48–56 helai. Ikan *S. pilchardus* yang ditemukan di barat Mediterania memiliki tapis insang yang benar-benar berfungsi saat ikan tersebut mencapai panjang baku 7 cm. Oleh karena itu, penyaringan pakan partikel kecil dapat dilakukan dengan sangat baik ketika ikan berukuran di atas 7–8 cm (Costalago dan Palomera 2014).



## 6.3 Detritivora

Ikan detritivora adalah golongan ikan yang makanannya berupa hancuran bahan organik yang sedang mengalami proses pembusukan di dalam air. Detritus yang dimakan dapat berasal dari tumbuhan maupun hewan. Salah satu contoh kelompok ini adalah famili Mugilidae yang hidup di perairan Teluk Kendari (Asriyana *et al.* 2009).

Jenis makanan ikan belanak saat yuwana berbeda dengan yang dewasa. Saat berukuran 10 mm, ikan belanak masuk ke daerah estuari. Di estuari makanannya mengalami perubahan. Ikan berukuran 10–15 mm berubah dari semula pemakan zooplankton menjadi pemakan zooplankton bentik, ukuran 10–20 mm pemakan meiobentos, ukuran 15–25 mm pemakan meiobentos pada partikel pasir dan mikrobentik. Setelah berukuran 40 mm, makanannya tidak berubah lagi yaitu hanya mengonsumsi mikrobentik. Namun, saat ikan matang gonad pada ukuran panjang baku 23 cm makanannya didominasi oleh detritus. Perubahan ontogenetik dalam variasi makanan ikan belanak tersebut bertalian dengan perubahan morfologi rahang atau gigi atau ukuran. Yuwana ikan belanak mengalami perubahan ontogenetik antara ukuran 10 dan 50 mm dan setelah dewasa makanannya tidak lagi mengalami perubahan (Albaret dan Legendre 1985). Selain itu, perubahan makanan tersebut juga berkaitan dengan habitatnya di estuari. Ikan stadia larva hidup di ekosistem mangrove, yuwana ke remaja atau dewasa meninggalkan daerah estuari, dan selanjutnya ikan ini memijah di laut. Perubahan ontogenetik dalam makanan tersebut juga dilaporkan Sarasquete *et al.* (2012) pada ikan grey mullet (*Chelon labrosus*) yang memiliki strategi makanan khas omnivora-detritivora. Ikan tersebut mengalami perubahan ontogenetik dan fungsional utama sistem pencernaan dan penglihatan selama tiga bulan pertama sejak hari pembuahan sampai 99 hari pascatetas.

Cara ikan belanak (*Mugil* sp.) mengambil makanan sangat khas. Menurut Effendie (1997), ikan dewasa mengambil makanannya dengan cara:

- a. menghisap lapisan atas permukaan air dengan menonjolkan mulutnya untuk memakan mikro alga;
- b. sambil berenang melakukan penghisapan bagian atas permukaan lumpur;
- c. untuk memakan meiobentos pada partikel pasir, ikan menukikkan tubuh dan kepalanya membentuk sudut 15–20° sambil menonjolkan premaksila.





## 6.4 Herbivora

Ikan herbivora adalah kelompok ikan yang memakan bahan tumbuhan. Contoh ikan yang termasuk kelompok ini, ialah tawes (*Barbonymus gonionotus*) dan koan (*Ctenopharyngodon idella*).

Hasil analisis isi perut tawes yang ditemukan di Waduk Wonogiri memperlihatkan bahwa makanan yang banyak dikonsumsi adalah tumbuhan air ( $80,41 \pm 1,27\%$ ), ditambah detritus ( $12,17 \pm 0,95\%$ ), dan fitoplankton ( $7,43 \pm 1,01\%$ ). Selain itu, terlihat juga kecenderungan bahwa dengan bertambahnya ukuran ikan maka makanan yang berupa tumbuhan air dikonsumsi semakin banyak ( $73,43\text{--}87,25\%$ ) (Purnomo dan Kartamihardja 2005).

Koan termasuk kelompok ikan pemakan makrofita. Selama pertumbuhannya ikan ini melakukan perubahan jenis makanan. Saat larva, koan mulai mencari makan. Ukuran makanan yang dicerna meningkat sesuai dengan ukuran bukaan mulutnya (Tabel 6-1). Koan berukuran kecil mengkonsumsi cacing *Tubifex*, saat remaja atau berukuran sedang bersifat karnivora fakultatif. Ketika mulai dewasa, jenis makanannya berubah menjadi pemakan makrofita (Petr 2000). Saat ikan berukuran dewasa 58–67 cm (betina) dan 51–60 cm (jantan), makanan koan tidak mengalami perubahan sebagai pemakan makrofita.

Tabel 6-1 Makanan dominan ikan koan (Petr 2000)

Panjang (mm)	Makanan dominan
10	<i>Brachionus</i> dan <i>Radiolaria</i>
10–15	<i>Moina</i> , <i>Scaphoedaris</i> , <i>Rotifera</i> , dan <i>Radiolaria</i>
15–25	<i>Moina</i> , <i>Diaptomus</i> , <i>Cyclops</i> , <i>Euglena</i> , <i>Chlorococcales</i> , <i>Pediastrum</i> , dan <i>Rotifer</i>
25–30	<i>Scenedesmus</i> , <i>Oocystic</i> , <i>Euglena</i> , <i>Lyngbya</i> , dan <i>Pediastrum</i>
30–40	<i>Euglena</i> , <i>Dinophyceae</i> , <i>Eudorina</i> , <i>Pediastrum</i> , <i>Scenedesmus</i> , dan <i>Caracium</i>
40–90	Avertebrata bentik (larva <i>Chironomid</i> ), dan bentos
90–220	Avertebrata dan makrofita ( <i>Eleocharis</i> , <i>Sagittaria graminea</i> , daun <i>Potamogeton illinoensis</i> , dan <i>Najas flexilis</i> )

Uraian di atas memperlihatkan bahwa jenis makanan tawes dan koan berubah selama pertumbuhan yang disebabkan oleh perubahan ukuran bukaan mulut maupun kemampuan saluran pencernaan dalam mencerna makanan yang mengandung selulosa yang sukar dicerna oleh ikan yang masih kecil.



Mulut koan dilengkapi dengan gigi yang tumpul dan kadang-kadang halus dan gigi tekaknya menjari dari kiri ke kanan. Ikan ini menunjukkan penyesuaian terhadap kondisi trofik tertentu, yakni ikan ini sanggup mencabik tumbuhan yang berserat dengan gigi tekak yang disokong oleh otot lateral. Pada ikan ini ditemukan adanya hubungan antara morfologi jari-jari tapis insang dan status makanan ikan. Umumnya, jari-jari tapis insang berfungsi sebagai penyaring material makanan dari air, sehingga terdapat hubungan antara jumlah jari-jari tapis insang, ruang antaranya, dan panjangnya dengan jenis makanan ikan (Opuszynski dan Shireman 1995).

Ikan herbivora (tawes dan koan) mempunyai lambung semu, seperti ikan pemakan plankton, yang merupakan modifikasi usus bagian depan yang membesar. Pada ikan yang tidak bergigi/sedikit bergigi, biasanya terdapat tembolok, yaitu lambung yang mengalami modifikasi dan berfungsi untuk menggiling makanan. Tembolok ini mempunyai dinding (lapisan otot) yang lebih tebal dibandingkan dengan dinding lambung biasa (Petr 2000).

Usus merupakan tempat penyerapan zat makanan yang sudah tercerna. Bentuknya seperti pipa dan panjangnya bervariasi sesuai dengan jenis makanan ikan. Keadaan tersebut disebabkan bahan makanan nabati lebih sukar dicerna dengan adanya dinding selulosa yang berserat sehingga energi yang tersimpan dalam tubuh lebih banyak dikeluarkan untuk mencerna makanan tersebut. Akibatnya, ikan herbivora mengkonsumsi makanan dalam jumlah besar untuk menggantikan energi yang hilang tersebut. Upaya untuk mencerna makanan yang berserat tersebut menyebabkan ikan herbivora mempunyai panjang usus beberapa kali panjang tubuhnya, yang dapat mencapai tiga kali panjang tubuhnya. Weatherley dan Gill (1987) menyatakan bahwa pada ikan herbivora perbandingan panjang usus dan panjang tubuhnya bertambah dengan tajam sampai dengan ukuran panjang tubuhnya 18 cm.

Usus tersebut berfungsi sebagai penahan makanan dalam jumlah besar dalam waktu yang lama untuk mendapat kesempatan penggunaan penuh material makanan yang sudah dicerna. Tawes dan koan tidak mempunyai kemampuan untuk memakan dan mencerna material lain selain tumbuhan. Oleh karena itu, ikan tersebut cenderung memakan material tumbuhan yang lambat dicernanya dan harus dapat mengekstraksi nutrien melalui ususnya yang panjang.



## 6.5 Karnivora

Ikan karnivora adalah kelompok ikan yang makanannya terdiri atas kelompok hewan (daging). Contoh kelompok ikan karnivora adalah ikan payangka (*Ophiocara porocephala*), hampal (*Hampala macrolepidota*), dan flatfish (*Citharichthys spilopterus*).

Payangka selama pertumbuhannya mengalami beberapa perubahan jenis makanan (Tabel 6-2). Saat berukuran yuwana (18,05–31,14 mm) makanannya berupa plankton. Pada perkembangan awal payangka terlihat bahwa larva yang berumur empat hari mulutnya belum sempurna sehingga ia mengambil makanan dengan cara mendatangi mangsa sambil mulut dibuka. Dengan cara makan seperti ini, maka jenis organisme yang dimakan adalah organisme yang pasif atau yang terdapat dalam jumlah banyak, seperti rotifera, protozoa, dan alga planktonik. Ikan berukuran 31,5–36,0 mm menunjukkan sifat karnivora dan saat berukuran 39,86–57,43 mm menunjukkan sifat karnivora dan kanibalisme. Payangka yang berukuran di atas 70 mm menunjukkan pola makan yang sama seperti payangka dewasa/besar (Soeroto 1988). Jika melihat perubahan jenis makanan dari stadia yuwana sampai dewasa, payangka mampu memanfaatkan seluruh sumber daya hayati yang ada di perairan.

Tabel 6-2 Komposisi makanan payangka selama pertumbuhan (Soeroto 1988)

Ukuran (mm)	Makanan
Yuwana (18,05–31,14)	Fitoplankton: <i>Navicula</i> , <i>Nitzschia</i> , <i>Oscillatoria</i> , <i>Phormidium</i> , dan <i>Diatom</i> , serta makanan pelengkap adalah zooplankton dari jenis <i>Cyclops</i> , <i>Nauplius</i> , dan <i>Brachionus</i>
Yuwana (31,5–36,0)	Udang
Sedang (39,86–57,43)	Anak ikan, keong, udang
Besar (>70)	Udang, larva serangga, keong

Seperti halnya payangka, pola makanan hampal juga mengalami perubahan sesuai dengan tingkat pertumbuhannya (kelompok kelas ukuran), semakin besar ukuran ikan semakin sempurna pula organ tubuh ikan. Oleh karena itu, ikan akan mengubah makanannya sesuai dengan kebutuhan, kemampuan, dan ketersediaan makanan di perairan. Menu makanan hampal berubah dari ukuran yang kecil, sedang hingga besar. Ukuran makanan yang dimanfaatkan disesuaikan



dengan ukuran bukaan mulut ikan. Jenis makanan yang dikonsumsi ikan hampal terlihat pada Tabel 6-3. Hampal berukuran kecil bersifat insektivora, sedangkan yang berukuran sedang sampai besar (11,01–24 cm) bersifat piscivora. Hal yang sama dikemukakan oleh Zulkafli *et al.* (1999) bahwa hampal di Waduk Kenyir bersifat piscivora fakultatif dan merupakan predator utama di Waduk Semenyih. Oleh karena itu hampal berukuran kecil hidup di daerah pinggir karena insekta air hidup di daerah pinggir yang dangkal, sedangkan yang berukuran sedang dan besar hidup di tengah waduk. Menurut Inger dan Chin (1962) dalam Jubaedah (2004), hampal yang berukuran lebih dari 100 mm terutama memakan ikan, ukuran 32,8–60,5 mm makanannya mengandung potongan-potongan serangga. Hal ini menunjukkan bahwa hampal termasuk konsumen tingkat ketiga, yaitu kelompok ikan karnivora yang makanannya adalah makrozoobentos dan ikan.

Tabel 6-3 Komposisi jenis makanan ikan hampal selama pertumbuhan (disederhanakan dari Jubaedah 2004)

Ukuran (cm)	Makanan
Kecil (8–11)	insekta, Cladocera, larva insekta, dan udang
Sedang (11,01–15)	ikan, udang, Cladocera, Copepoda, insekta, Annelida, dan telur ikan
Besar (15,01–24)	ikan dan udang

Rivera *et al.* (2000) meneliti makanan ikan sebelah (*Citharichthys spilopterus*) yang hidup di daerah estuari Meksiko. Mereka menemukan bahwa selama pertumbuhan ikan sebelah mengalami perubahan komposisi makanan (Tabel 6-4). Makanan ikan berukuran kecil terdiri atas kelompok Peracarida, Decapoda, dan ikan dalam jumlah yang merata, serta Copepoda dan detritus dalam jumlah kecil. Ikan berukuran kecil tidak mampu menangkap mangsa berukuran besar, tetapi ketika ikan tersebut semakin besar maka akan menangkap mangsa yang berukuran lebih besar. Hal ini berkaitan dengan perkembangan ukuran bukaan mulutnya (Rivera *et al.* 2000; Amara *et al.* 2001). Scharf *et al.* (2000) juga melaporkan bahwa ukuran bukaan mulut ikan predator meningkat secara linear dengan bertambahnya ukuran tubuh ikan. Pada ikan berukuran sedang sampai dewasa makanannya lebih didominasi oleh kelompok ikan, khususnya Gobiidae. Jadi variasi makanan selama pertumbuhannya tetap ada, namun makanan yang mendominasi tidak berubah dari kecil sampai dewasa yaitu kelompok ikan.



Tabel 6-4 Jenis makanan (dalam persen) ikan sebelah di Estuaria Meksiko berdasarkan panjang baku (Rivera *et al.* 2000)

Makanan	Panjang baku (mm)		
	39,0–70,5	70,5–100,5	100,5–130,0
Nematoda	0,00	0,79	0,00
Crustacea			
Copepoda	8,74	0,00	0,00
Peracarida	23,61	8,49	0,42
Umacea	2,06	0,04	0,00
Tanaidacea	0,00	0,15	0,00
Isopoda	0,88	0,00	0,00
Mysidacea	11,82	5,00	0,00
Tak teridentifikasi	8,85	3,30	0,42
Decapoda	26,39	17,13	23,52
Penaeidae	26,24	11,47	11,76
Palaemonidae	0,00	0,38	0,00
Alpheidae	0,00	5,28	11,76
Brachyura	0,15	0,00	0,00
Osteichthyes	28,62	62,80	64,18
Gobiidae	8,59	23,17	42,35
Sciaenidae	4,71	5,72	3,65
C. spilopterus	3,76	0,00	0,00
Tak teridentifikasi	11,56	33,91	18,18
Detritus	12,64	10,97	11,88

Perbedaan makanan ikan payangka, hampal, dan sebelah berdasarkan kelas ukuran disebabkan oleh:

- a) selera ikan terhadap satu jenis makanan tertentu. Ikan dengan ukuran berbeda diduga mempunyai jenis makanan yang berbeda karena kebutuhan yang berbeda akan jenis makanan tertentu; dan
- b) ukuran bukaan mulut ikan berubah sejalan dengan perubahan ukuran ikan. Dengan demikian, ukuran makanan yang dapat dimakan oleh ikan ditentukan oleh ukuran bukaan mulut ikan dan ikan yang berukuran besar akan berspesialisasi terhadap jenis makanannya dan ketersediaan makanan di dalam perairan.



Perubahan dalam organisme makanan ketiga jenis ikan di muka juga ditemukan pada ikan *Nemipterus tambuloides* Blkr. (Sjafei dan Robiyani 2001), *Serrasalmus brandtii* (Olivera *et al.* 2004), *Nibea soldado* (Rahardjo 2008), ikan demersal di perairan Laut Arab (Abdurahiman *et al.* 2010), kurisi (*Nemipterus hexodon*) yang tertangkap di perairan Teluk Kendari (Asriyana dan Syafei 2012), kelpfish (*Myxodes viridis*) di El Quisco Bay (Zavala-Muñoz *et al.* 2016), dan European hake (*Merluccius merluccius*) di perairan Laut Mediterania (Mellon-Duval *et al.* 2017). Pada umumnya, ikan mempunyai kemampuan adaptasi yang tinggi terhadap jenis makanan dan dalam memanfaatkan makanan yang tersedia di habitatnya.

Ikan karnivora mencari mangsa dengan menggunakan mata. Ikan aktif mencari mangsa dengan berenang aktif, tetapi ikan yang tidak aktif akan menunggu mangsanya di tempat yang terlindung. Teixeira *et al.* (2010) melaporkan bahwa ikan sebelah dari famili Citharidae, Scopthalmidae, dan Pleuronectidae merupakan pemangsa visual, terutama merespons mangsa yang bergerak, sedangkan Soleidae merupakan ikan nokturnal memakan mangsa yang kurang bergerak atau tidak aktif. Sementara itu, beberapa penulis telah melaporkan perbedaan perilaku makan antara keluarga Pleuronectiformes (Holmes dan Gibson 1983), komposisi diet terutama bergantung pada mode deteksi mangsa dan morfologi usus.

Rivera *et al.* (2000) melaporkan bahwa ikan karnivora umumnya mempunyai gigi tekak dan jumlah tapis insang berkurang yang berkelin dan dengan sifat karnivoranya. Ikan payangka sebagai ikan karnivora mempunyai gigi-gigi runcing pada rahang dan kerongkongan yang berguna untuk mencengkeram mangsa. Barisan gigi di bagian luar rahang meruncing dan agak panjang (kanine) yang berfungsi untuk mencengkeram mangsa, sedangkan barisan gigi bagian dalam yang berbentuk viliform merupakan satu-satunya alat pengunyah. Keadaan tersebut hampir sama yang ditemukan pada ikan lain yang bersifat karnivora. Moyo (2002) melaporkan bahwa mulut ikan *Sargochromis codringtonii* mempunyai lebar rata-rata 15 mm. Posisinya terminal, premaksila dapat ditonjolkan keluar dan daya renggang rahang sangat tinggi. Ikan ini mempunyai gigi taring pada baris ketiga antara atas dan bawah rahang dan gigi pada rahang sangat lambat berkembang. Ikan pemangsa, terutama apabila ukurannya sudah besar akan memusatkan upayanya yang berhubungan dengan rahang, pergeligan, dan perototan di daerah lambungnya guna memenuhi kebutuhan energinya (Scharf *et al.* 2000).



Ikan karnivora (payangka, hampal, dan sebelah) memiliki lambung berbentuk tabung dan panjang ususnya sedang. Perbandingan antara panjang usus dan panjang tubuh ikan karnivora tidak berubah pada ikan dengan panjang tubuhnya mencapai 60 cm ke atas (Weatherley dan Gill 1987). Menurut Affandi *et al.* (2009), panjang usus ikan karnivora dapat lebih pendek daripada panjang tubuhnya. Rivera *et al.* (2000) juga melaporkan bahwa ikan flatfish (*C. spilopterus*) di daerah estuaria Meksiko merupakan konsumen tingkat ketiga yang makanannya utamanya adalah ikan (52% umumnya ikan gobi) dan decapoda (36%). Ikan ini mempunyai ukuran lambung yang khas tetapi tidak mempunyai kaekum dan ususnya pendek. Kondisi tersebut disebabkan oleh makanan ikan karnivora berupa daging sehingga proses pencernaannya tidak memerlukan waktu yang lama seperti pada ikan pemakan tumbuhan. Nikolsky (1963) menyatakan bahwa panjang relatif saluran pencernaan untuk ikan karnivora adalah kurang dari 1, ikan omnivora antara 1–3, sedangkan ikan herbivora jauh lebih besar, yaitu antara 3–17. Ibanez *et al.* (2007) melaporkan bahwa terdapat hubungan yang signifikan antara jenis makanan suatu spesies ikan dengan bentuk morfologinya seperti panjang tubuh, panjang usus, dan ukuran bukaan mulut.

## 6.6 Omnivora

Ikan omnivora merupakan kelompok ikan yang memakan bahan makanan yang berasal dari hewan dan tumbuhan. Salah satu contoh ikan omnivora adalah *Tilapia butikoferi* yang dikenal dengan nama ikan kongo. Ikan kongo merupakan ikan omnivora yang cenderung bersifat karnivora. Hal ini dapat dilihat dari komposisi makanannya dengan makanan utama fitoplankton dan zooplankton, sedangkan potongan ikan dan detritus merupakan makanan tambahan (Kartamihardja dan Umar 2006).

Ikan pinfish (*Lagodon rhomboides*) adalah contoh lain dari ikan omnivora yang hidup di perairan Florida. Ikan ini selama pertumbuhannya mengalami perubahan kelompok trofik dari planktivora, karnivora benthik, omnivora, yang selanjutnya menjadi herbivora (Livingston 1980). Pada stadia awal (panjang baku 11–15 mm), makanan ikan ini berupa copepoda jenis *calanoid* dan *cyclopid*. Seiring dengan bertambahnya ukuran (16–35 mm) sedikit demi sedikit makanannya berubah menjadi copepoda *Harpacticoid*, Amphipoda, udang stadia pascalarva, telur avertebrata, dan material tumbuhan. Saat stadia 36–80 mm makanannya sedikit demi sedikit berubah menjadi omnivora dengan komposisi makanan yang



seimbang antara material tumbuhan (khususnya mikroepifit) dan organisme makrobentik, seperti amphipoda, udang, copepoda *Harpacticoid*, dan beberapa avertebrata kecil. Semakin bertambahnya ukuran (81–120 mm), tumbuhan air dan detritus menjadi bagian terbesar dari isi lambung. Pada stadia ini bivalvia jenis *Brachidontes exustus* juga dimakan. Ikan berukuran lebih besar dari 120 mm berubah menjadi herbivora dengan memakan lamun jenis *Syringodium filiforme* dan *Thalassia testudinum* sebagai bagian terpenting dalam isi lambung.

Ikan omnivora seperti kelompok *Tilapia*, mulutnya dilengkapi oleh geligi yang kuat dan tajam. Lambung ikan omnivora (*Tilapia* dan *pinfish*) berbentuk kantung. Ikan kongo dan *pinfish* memiliki panjang usus lebih pendek atau sangat pendek dibandingkan panjang tubuhnya.

### 6.7 Peralihan makanan ontogenetik

Ketika ikan mengawali hidupnya, secara umum makanan yang pertama kali datang dari luar untuk semua ikan adalah plankton bersel tunggal yang berukuran kecil. Hal ini disebabkan oleh faktor internal tubuh ikan itu sendiri yang sangat memengaruhi pertumbuhan dan kelangsungan hidupnya. Faktor internal tersebut adalah kemampuan alat pencernaan larva dalam mencerna dan mengabsorpsi makanan. Saat stadia larva kemampuan alat pencernaan dan mengabsorpsi pakan belum sempurna atau dapat dikatakan masih dalam tahap perkembangan. Jika untuk pertama kalinya ikan menemukan makanan yang berukuran tepat dengan rongga mulutnya maka ikan tersebut dapat meneruskan hidupnya. Namun, apabila dalam waktu relatif singkat setelah kuning telurnya habis ikan tersebut tidak menemukan makanan yang cocok dengan bukaan mulutnya maka ikan akan mengalami kelaparan dan kehabisan tenaga yang mengakibatkan kematian. Ikan yang berhasil mendapatkan makanannya setelah bertambah besar akan mengubah jenis makanannya baik dalam ukuran maupun kualitasnya. Ketika ikan telah dewasa jenis makanannya akan mengikuti pola kebiasaan induknya.

Stroband dan Kroon (1981) menyatakan bahwa sejak embrio ikan mengalami perkembangan dan perubahan bentuk anatomis, histologis maupun fisiologis. Perkembangan alat pencernaan dimulai sejak awal larva baru menetas dan perkembangan lambung sampai sempurna pada ikan *Clarias lazera* terjadi antara hari ke-9 sampai ke-15 setelah menetas. Berdasarkan kenyataan tersebut maka dapat disimpulkan bahwa pada stadia larva ikan membutuhkan makanan





yang mudah dicerna yaitu protein hewani. Bahan-bahan nabati umumnya mempunyai dinding selulosa yang alot sehingga sukar dicerna dan diserap oleh tubuh karena kemampuan alat pencernaan dalam mencerna dan mengabsorpsi pakan belum sempurna. Di samping itu untuk mencerna bahan tersebut juga membutuhkan energi yang besar. Saat stadia larva, ikan sangat rentan terhadap faktor lingkungan sekitarnya dan mempunyai kondisi tubuh yang lemah.

Pada stadia remaja sampai dewasa beberapa jenis ikan mulai mengubah jenis makanannya seperti induknya. Bertambahnya umur ikan serta kian sempurnanya organ-organ tubuh maka ikan akan mengubah makanannya sesuai dengan kebutuhan, kemampuan, dan ketersediaan makanan di alam. Hal ini berkaitan dengan proses penyesuaian diri dengan keadaan lingkungannya guna mempertahankan hidupnya. Perubahan jenis makanan seiring dengan bertumbuhnya ikan dari stadia larva menjadi dewasa diistilahkan sebagai peralihan makanan ontogenetik.

Dalam peralihan makanan ontogenetik tersebut, ikan yang berukuran kecil, sedang maupun dewasa dapat menduduki posisi yang berbeda dalam tingkatan trofiknya. Renones *et al.* (2002) melaporkan bahwa peralihan jenis makanan ikan disertai oleh peningkatan ukuran mangsa dan berhubungan dengan tingkat trofik. Mereka menunjuk pada kasus ikan kerapu *Epinephelus marginatus* di Laut Tengah. Ikan berukuran kurang dari 300 mm makan crustacea terutama brachyura. Ketika ukuran meningkat, ikan jelang dewasa (*subadult*) dan dewasa makan cephalopoda. Ikan berukuran terbesar makan terutama ikan. Penelitian ini didukung oleh Linde *et al.* (2004) yang meneliti ikan yang sama. Linde menegaskan bahwa ada hubungan antara komposisi makanan dengan panjang total ikan kerapu. Proporsi terbesar crustace merupakan karakteristik ikan kecil, sedangkan proporsi terbesar moluska terdapat pada menu makanan ikan yang lebih besar.

## 6.8 Penutup

Umumnya setiap spesies ikan mengonsumsi jenis makanan yang berbeda-beda, yang mencakup kualitas dan kuantitas masing-masing makanan tersebut. Berdasarkan macam organisme makanannya, ikan dapat dikelompokkan dalam lima kelompok trofik, yakni planktivora, detritivora, herbivora, karnivora, dan omnivora. Pengelompokan ikan tersebut dapat berubah pada beberapa jenis ikan



sesuai dengan umur, perubahan ukuran bukaan mulut, selera dan kebutuhan ikan, kemampuan ikan mencerna materi makanan, perubahan musim, dan ketersediaan jenis organisme makanan di perairan.

Informasi mengenai peralihan makanan ontogenetik ikan bermanfaat dalam usaha budidaya, penangkapan, dan konservasi. Kualitas dan kuantitas makanan sangat penting dalam budidaya ikan dan konservasi, karena hanya dengan pakan yang baik dan sesuai dengan perkembangan stadia maka ikan dapat tumbuh dan berkembang sesuai dengan yang diharapkan. Informasi tentang makanan ikan pada berbagai tingkat trofik (dan informasi ekobiologi lainnya) mendukung upaya konservasi *ex-situ* spesies ikan tertentu dapat dilakukan sehingga keberlanjutan suatu spesies dapat terjaga.

## Senarai Pustaka

- Abdurahiman KP, Nayak TH, Zacharia PU, Mohamed S. 2010. Trophic organisation and predator-prey interactions among commercially exploited demersal finfishes in the coastal waters of the southeastern Arabian Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 87(4): 601–610.
- Affandi R, Sjafei DS, Rahardjo MF, Sulistiono. 2009. *Fisiologi Ikan. Pencernaan dan Penyerapan Makanan*. Bogor: IPB Press, 240 hlm.
- Albaret JJ, Legendre M. 1985. Biologie et écologie des Mugillidae en lagune Ébrié (Côte d'Ivoire) intérêt potentiel pour l'aquaculture lagunaire. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* 18(4): 281–303.
- Amara R, Laffargue P, Dewarumez JM, Maryniak C, Lagardere F, Luczac C. 2001. Feeding ecology and growth of O-group flatfish (sole, dab and plaice) on a nursery ground (Southern Bight of the North Sea). *Journal of Fish Biology* 58(3): 788–803.
- Asriyana. 2004. Distribusi dan makanan ikan tembang (*Sardinella fimbriata* Val.) di perairan Teluk Kendari, Sulawesi Tenggara [Tesis]. Bogor: Institut Pertanian Bogor. Bogor. 95 hlm.
- Asriyana, Sulistiono, Rahardjo MF. 2004. Studi kebiasaan makanan ikan tembang (Famili Clupeidae) di Perairan Teluk Kendari, Sulawesi Tenggara. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 4(1):43–50.



- Asriyana. 2007. Keadaan tingkat kematangan gonad ikan tembang (*Sardinella fimbriata* Val.) di perairan Teluk Kendari, Sulawesi Tenggara. *Aplikasi Sains* 10(1): 8–15.
- Asriyana, Rahardjo MF, Sukimin S, Lumban Batu DTF, Kartamihardja ES. 2009. Keanekaragaman ikan di perairan Teluk Kendari, Sulawesi Tenggara. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 9(2): 97–112.
- Asriyana, Rahardjo MF, Kartamihardja ES, Lumban Batu DTF. 2010. Makanan ikan japuh, *Dussumieria acuta* Val. 1847 (Famili Clupeidae) di perairan Teluk Kendari, Sulawesi Tenggara. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 10(1): 93–99.
- Asriyana, Syafei LS. 2012. Perubahan ontogenetik makanan ikan kurisi, *Nemipterus hexodon* (Famili: Nemipteridae) di Teluk Kendari. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 12(1): 49–57.
- Bacha M, Amara R. 2009. Spatial, temporal and ontogenetic variation in diet of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) on the Algerian coast (SW Mediterranean). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 85(2): 257–264.
- Carpentieri P, Cantarelli T, Colloca F, Criscoli A, Ardizzone G. 2010. Feeding behaviour and daily ration of the spotted flounder *Citharus linguatula* (Osteichthyes: Pleuronectiformes) in the central Tyrrhenian Sea. *Scientia Marina* 74(4): 659–667.
- Costalago D, Palomera I. 2014. Feeding of European pilchard (*Sardina pilchardus*) in the northwestern Mediterranean: from late larvae to adults. *Scientia Marina* 78(1): 41–54.
- Cunha ME, Garrido S, Pissarra J. 2005. The use of stomach fullness and colour indices to assess *Sardina pilchardus* feeding. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 85(2): 425–431.
- Effendie MI. 1997. *Biologi Perikanan*. Yogyakarta: Yayasan Pustaka Nusatama. 163 hlm.
- Garcia AM, Geraldi RM. 2005. Diet composition and feeding strategy of the southern pipefish *Syngnathus folletti* in a widgeon grass bed of the Patos Lagoon Estuary, RS, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 3(3): 427–432.



- Gonçalves EJ, Miguel B, Henrique CN, Miguel H. 2002. Ontogenetic shifts in patterns of microhabitat utilization in the small-headed clingfish, *Apletodon dentatus* (Gobiesocidae). *Environmental Biology of Fishes* 63(3): 333–339.
- Hammerschlag N, Ovando D, Joseph E, Serafy. 2010. Seasonal diet and feeding habits of juvenile fishes foraging along a subtropical marine ecotone. *Aquatic Biology* 9: 279–290.
- Holmes RA, Gibson RN. 1983. A comparison of predatory behaviour in flatfish. *Animal Behaviour* 31(4): 1244–1255.
- Ibanez C, Tedesco PA, Bigorne R, Hugueny B, Pouilly M, Zepita C, Zubieta J, Oberdorff T. 2007. Dietary-morphological relationships in fish assemblages of small forested streams in the Bolivian Amazon. *Aquatic Living Resources* 20(2): 131–142.
- Indrawati A. 2000. Studi tentang hubungan suhu permukaan laut hasil pengukuran satelit terhadap hasil tangkapan ikan lemuru (*Sardinella lemuru* Bleeker 1853) di Selat Bali [Tesis]. Bogor: Institut Pertanian Bogor, 81 hlm.
- Jennings S, Kaiser MJ, Reynolds JD. 2003. *Marine Fisheries Ecology*. Blackwell Publishing. New York. 417 p.
- Jubaedah I. 2004. Distribusi dan makanan ikan hampal (*Hampala macrolepidota* CV) di Waduk Cirata Jawa Barat [Tesis]. Bogor: Institut Pertanian Bogor, 82 hlm.
- Kartamihardja EK, Umar C. 2006. Struktur dan kebiasaan makanan komunitas ikan di zona limnetik Waduk Ir. Djuanda, Jawa Barat. *Jurnal Penelitian Perikanan Indonesia* 12(3): 159–166.
- Kottelat M, Whitten AJ, Kartikasari SN, Wirjoatmodjo S, 1993. *Freshwater Fishes of Western Indonesia and Sulawesi*. Periplus Editions. Singapura. 344p.
- Linde M, Grau AM, Riera F, Massuti-Pascual E. Analysis of trophic ontogeny in *Epinephelus marginatus* (Serranidae). *Cybius* 28(1): 27–35.
- Livingston RJ. 1980. Ontogenetic trophic relationships and stress in a coastal seagrass system in Florida. In Kennedy VS (editor): *Estuarine Perspectives*. New York: Academic Press pp. 423–436.



- Mellon-Duval C, Harmelin-Vivien M, Métral L, Loizeau V, Mortreux S, Roos D, Fromentin J. 2017. Trophic ecology of the European hake in the Gulf of Lions, northwestern Mediterranean Sea. *Scientia Marina* 81(1): 7–18.
- Moyo NG. 2002. Aspects of the feeding ecology of *Sargochromis codringtonii* in Lake Kariba, Zimbabwe. *African Journal of Ecology* 40(3): 241–247.
- Nicolas L, Herve CA, Pouilly YS. 1999. Fish habitat preferences in large streams of southern France. *Freshwater Biology* 42(4): 673–687.
- Nikolioudakis N, Isari S, Pitta P, Somarakis S. 2012. Diet of sardine *Sardina pilchardus*: and ‘end-to-end’ field study. *Marine Ecology Progress Series* 453: 173–188.
- Nikolsky GV. 1963. *The Ecology of Fishes*. Translated from Russian by L. Birkett. London and New York: Academic Press, 352 p.
- Nyegaard M, Arkhipkin A, Brickle P. 2004. Variation in the diet of *Genypterus blacodes* (Ophidiidae) Around the Falkland Islands. *Journal of Fish Biology* 65(3): 666–682.
- Odum EP. 1998. *Dasar-dasar Ekologi* Edisi ketiga. Terjemahan Samingan T dan Srigandono B). Yogyakarta: Gadjah Mada University Press, 697 hlm.
- Olivera AK, Alvim MCC, Peret AC, Alves CBM. 2004. Diet shifts related to body size of the pirembeba *Serrasalmus brandtii* Lutken, 1875 (Osteichthyes, Serrasalminae) in the Cajuru Reservoir, Sao Fransisco River Basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 64(1): 117–124.
- Opuszynski K, Shireman JV. 1995. *Herbivorous Fishes: Culture and Use for Weed Management*. CRC Press. 223p.
- Ortiz M. 2001. Diet seasonality and food overlap in fishes of the upper Orinoco stream, northern Venezuela. *Revista de Biología Tropical* 49(1): 191–197.
- Petr T. 2000. Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters; a review. *FAO Fisheries Technical Paper No. 396*: 185p.
- Popova OA. 1978. The role of predaceous fish in ecosystem. In Gerking SD (editor). *Ecology of Freshwater Fish Production*. Oxford: Blackwell Scientific Publication, pp 215–249.



- Purnomo K, Kartamihardja ES. 2005. Pertumbuhan, mortalitas dan kebiasaan makanan ikan tawes (*Barbodes gonionotus*) di Waduk Wonogiri. *Jurnal Penelitian Perikanan Indonesia Edisi Sumberdaya dan Penangkapan* 11(2):1–8.
- Rahardjo MF, Brojo M, Simanjuntak CPH, Zahid A. 2006. Komposisi makanan ikan selanget, *Anodontostoma chacundata* HB 1822 (Pisces: Clupeidae) di Perairan Pantai Mayangan, Jawa Barat. *Jurnal Perikanan* 8(2): 159–166.
- Rahardjo MF. 2008. Perubahan makanan ikan blama, *Nibea soldado* (Lac.) terkait dengan ukuran tubuh dan waktu di perairan pantai Mayangan, Jawa Barat. In: Djumanto, Chasanah E, Irianto HE, Saksono H, Lelana IYB, Triyanto, Ustadi (Penyunting). *Prosiding Seminar Tahunan V Hasil Penelitian Perikanan dan Kelautan Tahun 2008*. Kerjasama Faperta UGM dan BBRPPB Kelautan dan Perikanan BRKP. Yogyakarta. BI-08.
- Renones O, Polunint NVC, Goni R. 2002. Size related dietary shifts of *Epinephelus marginatus* in a western Mediterranean littoral ecosystem: an isotope and stomach content analysis. *Journal of Fish Biology* 61(1): 122–137.
- Rivera MC, Kobelkowsky A, Chavez AM. 2000. Feeding biology of the flatfish *Citharichthys spilopterus* (Bothidae) in tropical estuary of Mexico. *Journal of Applied Ichthyology* 16(2): 73–78.
- Scharf FS, Juanes F, Rountree RA. 2000. Predator size-prey size relationships of marine fish predators: interspecific variation and effects of ontogeny and body size on trophic-niche breadth. *Marine Ecology Progress Series* 208: 229–248.
- Sarasquete C, Ortiz-Delgado JB, Martos-Sitcha JA, de las Heras V, Yúfera M, Martínez-Rodríguez G. 2014. Ontogeny and functional histochemistry of the digestive and visual systems and other organs during the larval development of the thick-lipped grey mullet, *Chelon labrosus*. *Scientia Marina* 78(4): 473–491.
- Sjafei DS, Robiyani. 2001. Kebiasaan makanan dan faktor kondisi ikan kurisi, *Nemipterus tambuloides* Blkr. di perairan Teluk Labuan, Banten. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 1(1): 7–11.



- Soeroto B. 1988. Makanan dan reproduksi ikan payangka (*Ophieleotris aporos* Bleeker) di Danau Tondano [Disertasi]. Bogor: Institut Pertanian Bogor, 206 hlm.
- Stroband HWJ, Kroon AG. 1981. The development of stomach in *Clarias lazera* and the intestinal absorption of protein macromolecules. *Cell and Tissue Research* 215(2): 397–415.
- Teixeira CM, Batista MI, Cabral HN. 2010. Diet, growth and reproduction of four flatfishes on the Portuguese coast. *Scientia Marina* 74(2): 223–233.
- Valls M, Quetglas A, Ordines F, Moranta J. 2011. Feeding ecology of demersal elasmobranchs from the shelf and slope off the Balearic Sea (western Mediterranean). *Scientia Marina* 75(4): 633–639.
- Weatherley AH, Gill HS. 1987. *The Biology of Fish Growth*. New York: Academic Press, 443 p.
- Zavala-Muñoz F, Landaeta MF, Bernal-Durán V, Herrera GA, Brown DI. 2016. Larval development and shape variation of the kelpfish *Myxodes viridis* (Teleostei: Clinidae). *Scientia Marina* 80(1): 39–49.
- Zulkafli AR, Van Densen WLT, Machiels MAM. 1999. A comparison of the fish communities and trophic relationship in Kenyir and Semenyih Reservoirs, Peninsular Malaysia. In: Van Densen WLT dan Morris MJ (eds): *Fish and Fisheries of Lakes and Reservoirs in Southeast Asia and Africa*. Westbury Academic dan Scientific Publishing. pp. 77–94.



PENGARUH KONDISI HABITAT  
TERHADAP PERTUMBUHAN  
IKAN DI SUNGAI

Emmanuel Manangkalangi  
dan MF Rahardjo





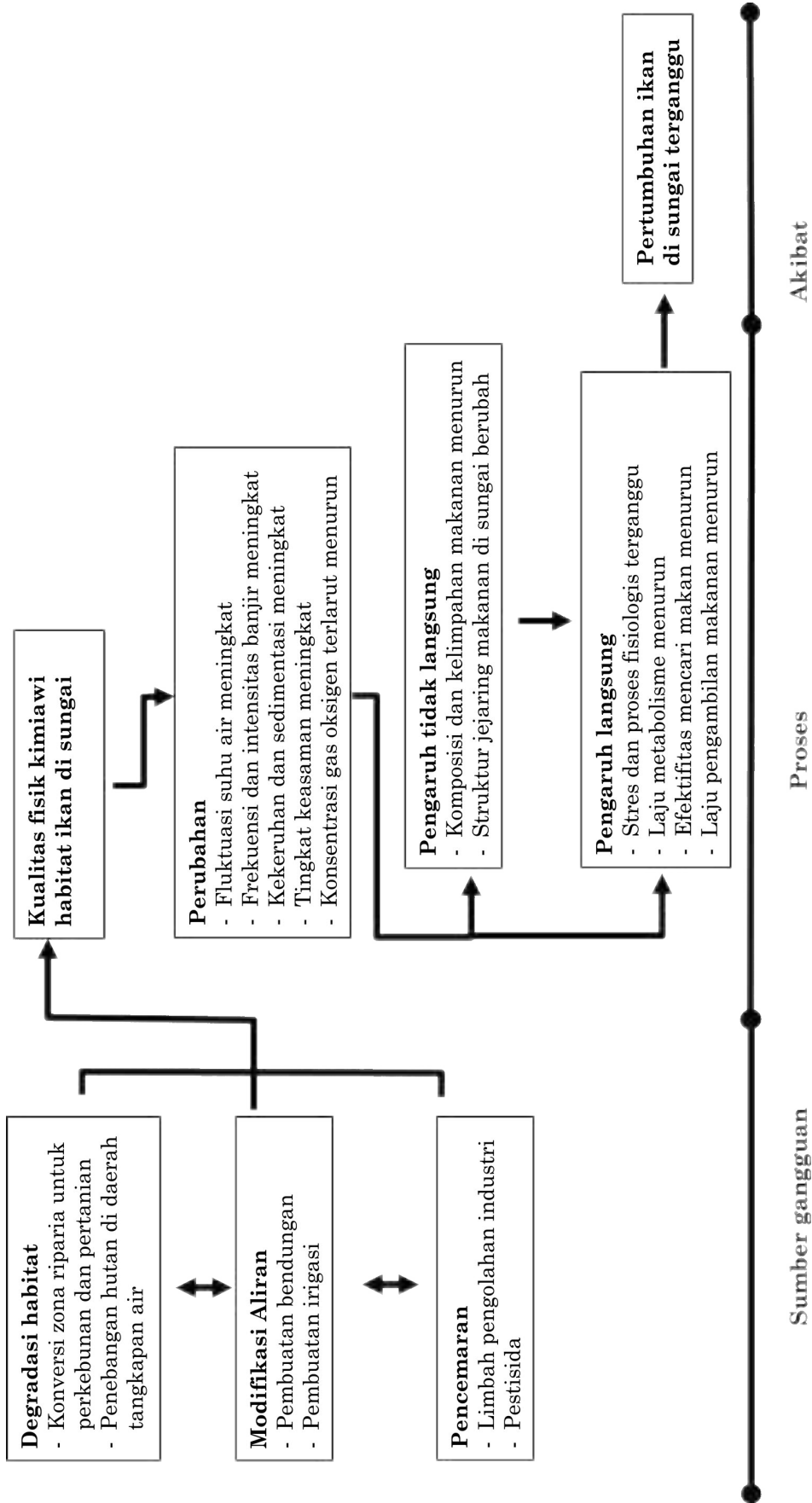
## 7.1 Pendahuluan

Proses fisik, kimiawi, evolusi, dan ekologis telah berinteraksi menghasilkan sungai dan lanskapnya, termasuk biota lokal dan regional. Sungai yang belum terganggu merupakan habitat bagi populasi ikan yang secara alami juga sesuai dengan lingkungan setempat (Boavida *et al.* 2012). Kondisi habitat yang masih alami ini akan mendukung proses pertumbuhan ikan (Schlosser 1982, 1995).

Namun pada kenyataannya, banyak perairan mengalami perubahan dan sangat dipengaruhi oleh aktivitas manusia, di antaranya pemanfaatan lahan untuk permukiman, pertanian, pembuatan bendungan, penebangan hutan, pembuangan limbah, pengambilan air, dan lain-lain (Ward 1998, Ricciardi dan Rassmussen 1999, Nilsson *et al.* 2005). Dampak negatif aktivitas manusia terhadap kualitas secara fisik dan kimiawi ekosistem perairan sungai dapat melalui degradasi habitat, modifikasi aliran, dan pencemaran (Gambar 7-1) (Allan dan Flecker 1993, Naiman dan Turner 2000, Malmqvist dan Rundle 2002, Rahel 2002, Revenga *et al.* 2005, Dudgeon *et al.* 2006, Geist 2011); yang selanjutnya memengaruhi pertumbuhan ikan, sebagai salah satu komponen biotik dalam ekosistem tersebut.

Dalam tulisan ini akan diungkapkan, faktor-faktor fisik dan kimiawi dalam sistem sungai yang memengaruhi pertumbuhan ikan di antaranya suhu air, kecepatan aliran air, kekeruhan, tingkat keasaman air (pH), dan konsentrasi gas oksigen terlarut. Faktor fisik dan kimiawi ini memengaruhi proses pertumbuhan ikan melalui dua mekanisme, yaitu secara langsung yang berkaitan dengan efektifitas dan laju pengambilan makanan dan secara tidak langsung yang berkaitan dengan keberadaan organisme makanan.





Gambar 7-1 Faktor yang memengaruhi kualitas fisik dan kimiawi habitat serta pertumbuhan ikan di sungai



## 7.2 Suhu air

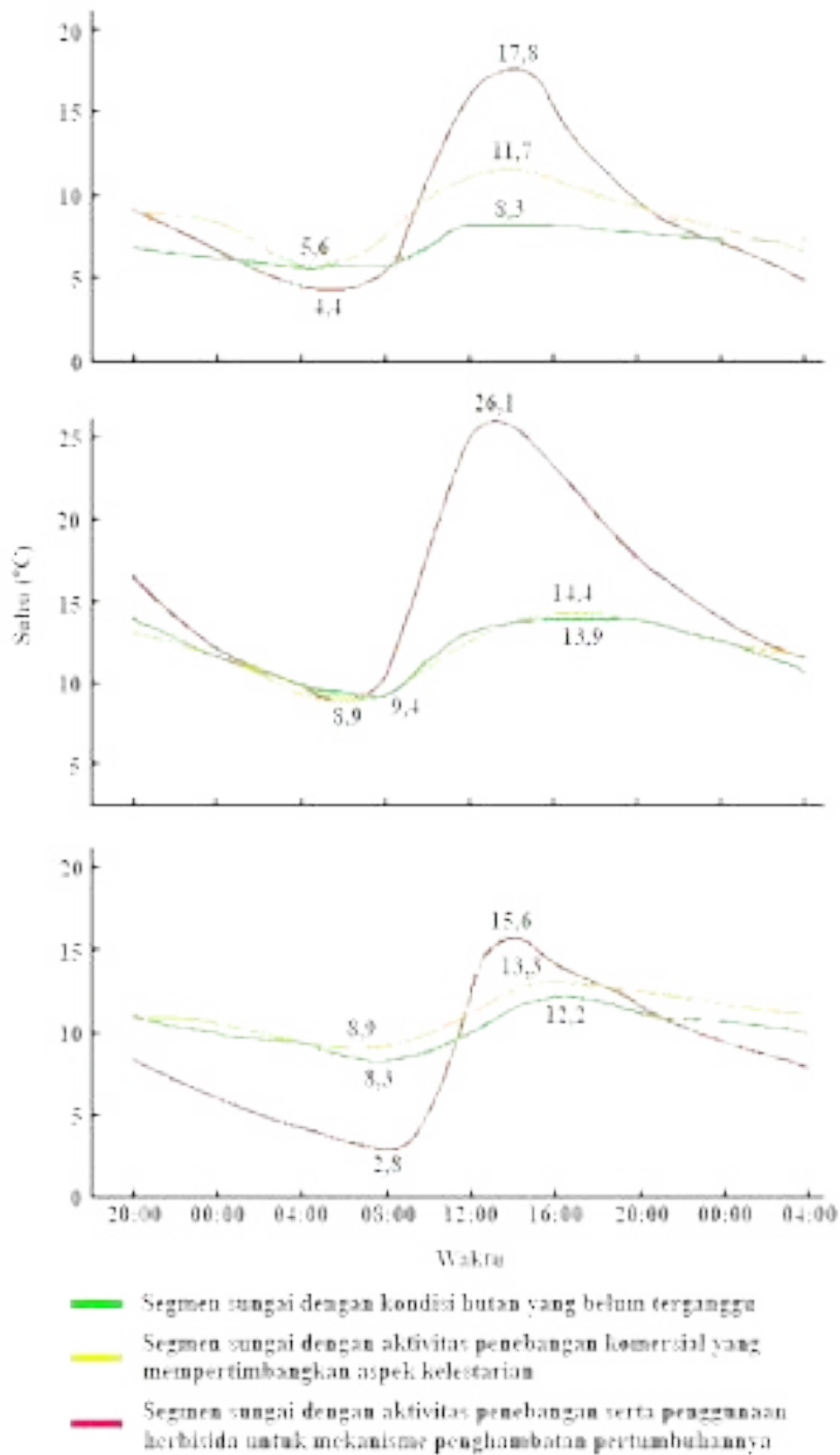
Suhu air di suatu perairan sungai bervariasi dalam skala spasial (misalnya secara longitudinal: di hulu, tengah, dan hilir) (Vannote dan Sweeney 1980, Ward 1985) dan temporal (misalnya harian dan musiman) (Ward 1985, Olden dan Naiman 2010) dalam kisaran fluktuasi tertentu secara alami. Selain bervariasi dalam skala spasial dan temporal, suhu air sungai juga dipengaruhi oleh kondisi naungan vegetasi riparia. Keberadaan naungan vegetasi riparia berperan dalam menyangga suhu air sungai sehingga kurang berfluktuasi, jika dibandingkan segmen sungai yang berada di sekitar daerah yang lebih terbuka, secara harian maupun musiman (Gambar 7-2) (Lynch *et al.* 1984, Ward 1985, Sweeney 1992, Constantz *et al.* 1994). Selain itu, fluktuasi suhu air juga dipengaruhi oleh modifikasi aliran melalui pembuatan bendungan (Lowney 2000, Lessard dan Hayes 2003, Sawyer *et al.* 2009, Steel dan Lange 2007).

Suhu air, selain memengaruhi kelarutan oksigen dalam air (lihat Sub Bab 7.5), fluktuasinya yang di luar kisaran alami juga akan memengaruhi keberadaan makroavertabrata (Daufresne *et al.* 2004) sebagai sumber makanan ikan di ekosistem sungai, dan juga bisa menyebabkan stres dan kematian pada ikan (Thomas *et al.* 1986, Farrell *et al.* 2008) berkaitan dengan kemampuan toleransinya (Gambar 7-3a). Pada umumnya, setiap spesies ikan mempunyai kisaran toleransi suhu tertentu (Tabel 7-1).

Suhu air juga merupakan faktor lingkungan yang berkaitan dengan kemampuan renang ikan (Tang *et al.* 2000, Lee *et al.* 2003, Day dan Butler 2005). Dalam kisaran suhu toleransi, kecepatan renang suatu spesies ikan akan bertambah dengan meningkatnya suhu air sampai suatu batas maksimum (suhu optimum) dan selanjutnya akan menurun (Beamish 1978, Ojanguren *et al.* 2001) (Gambar 7-4), dan kemampuan ini di antaranya berguna untuk meningkatkan pengambilan makanan (Videler 1993, Plaut 2001). Juga, kondisi suhu air yang lebih hangat memungkinkan laju metabolisme, pencernaan makanan, dan pertumbuhan ikan menjadi lebih cepat (Humphries *et al.* 1999, Ayala *et al.* 2001). Selain kisaran toleransi suhu (Tabel 7-1), variasi suhu untuk pertumbuhan yang optimum juga ditemukan di antara populasi sebagai hasil adaptasi terhadap kondisi lingkungan yang spesifik misalnya pada *Salmo trutta* (Allen 1985, Jensen 1990, Jensen *et al.* 2000, Ojanguren *et al.* 2001) dan di antara spesies (Tabel 7-2). Selain berkaitan dengan pertumbuhan, suhu air juga berperan sebagai tanda waktu secara ekologis (*ecological timer*) dalam tingkah laku ruaya ikan (Jonsson 1991) dan waktu reproduksinya yang berkaitan dengan ketersediaan makanan (misalnya larva makroavertabrata, termasuk larva insekta air) untuk kelangsungan dan pertumbuhan larva yang akan dihasilkan (Gambar 7-3b).



## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan



Gambar 7-2 Fluktuasi harian suhu air di tiga segmen sungai dengan kondisi hutan yang berbeda di Pennsylvania (atas) April, (tengah) Juni, dan (bawah) Oktober (dimodifikasi dari Lynch *et al.* 1984).



Pengaruh Kondisi Habitat terhadap Pertumbuhan Ikan di Sungai  
 ~ Emmanuel Manangkalangi dan MF Rahardjo ~

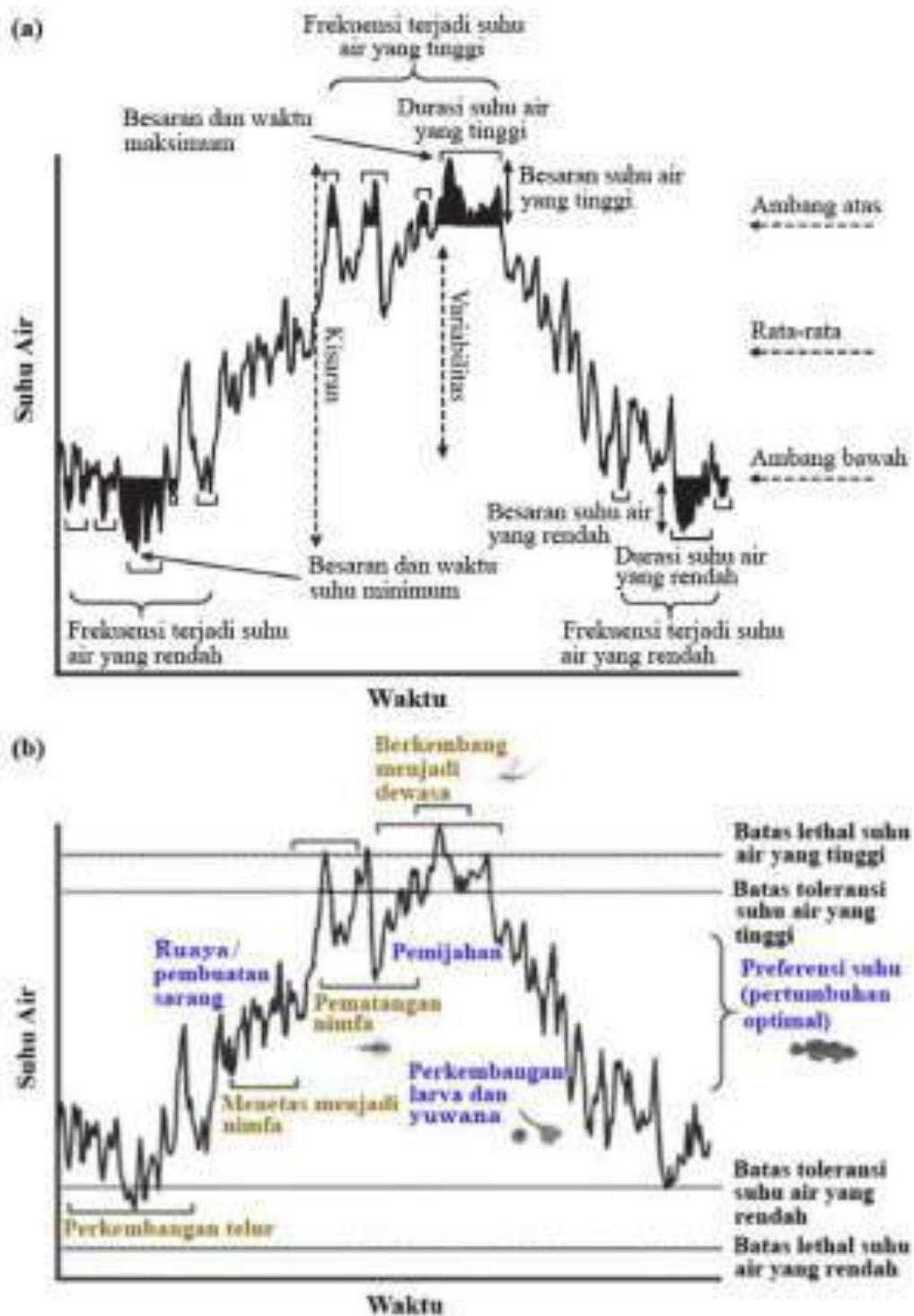
Tabel 7-1 Karakteristik fisik-kimiawi habitat ikan air tawar

Taksa	Kisaran parameter fisik kimiawi		
	Suhu air (°C)	Oksigen terlarut (mg L <sup>-1</sup> )	pH
Aplocheilidae			
<i>Aplocheilus panchax</i> <sup>c,f,k,o,s</sup>	14,0–41,0	0,3–15,8	3,60–11,40
Cichlidae			
<i>Oreochromis mossambicus</i> <sup>a,d,p,s</sup>	20,0–32,0	2,2–10,6	5,66–8,90
Channidae			
<i>Channa striata</i> <sup>c,e,k,o,p,r</sup>	11,0–41,0	0,3–15,8	3,60–11,40
Clariidae			
<i>Clarias batrachus</i> <sup>p,r,s</sup>	19,0–31,8	2,2–10,0	5,66–7,95
<i>Clarias gariepinus</i> <sup>b,s</sup>	22,0–33,0	5,1–6,9	7,72–7,95
Cyprinidae			
<i>Barbodes binotatus</i> <sup>a,f,l,n,r,s</sup>	21,2–32,0	2,2–8,1	5,60–8,29
<i>Cyprinus carpio</i> <sup>p,q</sup>	16,0–28,0	8,1–9,7	7,00–7,10
<i>Labeo rohita</i> <sup>h</sup>	12,0–45,6 <sup>1</sup>	5,3–6,9	
Eleotridae			
<i>Oxyeleotris fimbriata</i> <sup>a,s</sup>	24,0–27,5	4,1–6,9	7,71–7,98
Gobiidae			
<i>Glossogobius giuris</i> <sup>a,g,s</sup>	23,0–35,0	5,1–7,0	5,10–7,98
<i>Sicyopterus cyanocephalus</i> <sup>s</sup>	24,0–27,5	5,1–6,9	7,71–7,98
<i>Stiphodon semoni</i> <sup>r,s</sup>	21,2–27,5	5,1–6,9	7,21–7,98
Melanotaeniidae			
<i>Melanotaenia arfakensis</i> <sup>i,j,n,s</sup>	21,1–28,6	3,6–7,5	6,27–8,60
Poeciliidae			
<i>Gambusia affinis</i> <sup>a,m,s</sup>	11,9–28,0	2,2–10,6	5,66–7,95
Rhyacichthyidae			
<i>Rhyacichthys aspro</i> <sup>s</sup>	24,0–27,5	5,1–6,9	7,71–7,98
Synbranchidae			
<i>Ophisternon bengalense</i> <sup>s</sup>	25,5–31,8	2,2–6,0	5,66–7,69

Keterangan:

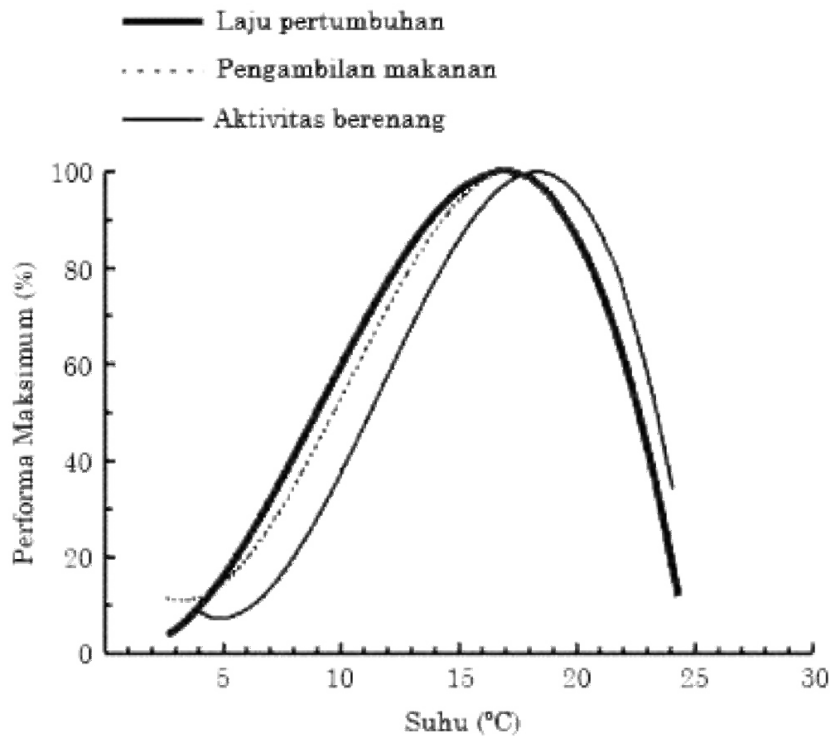
<sup>a</sup>Berra *et al.* (1975), <sup>b</sup>Britz dan Hecht (1987), <sup>c</sup>Ali (1990), <sup>d</sup>Pet dan Piet (1993), <sup>e</sup>Lee dan Ng (1994), <sup>f</sup>Zakaria *et al.* (1999), <sup>g</sup>Bishop *et al.* (2001), <sup>h</sup>Das *et al.* (2005), <sup>i</sup>Sabariah *et al.* (2005), <sup>j</sup>Tapilatu dan Renyaan (2005), <sup>k</sup>Shah *et al.* (2006), <sup>l</sup>Sutin *et al.* (2006), <sup>m</sup>Al-Hafedh (2007), <sup>n</sup>Manangkalangi *et al.* (2009a), <sup>o</sup>Shah *et al.* (2010), <sup>p</sup>Shahnawaz *et al.* (2010), <sup>q</sup>Oyugi *et al.* (2012), <sup>r</sup>Paller *et al.* (2013), <sup>s</sup>Manangkalangi *et al.* (2014), <sup>1</sup>penentuan menggunakan maksimum suhu kritis dan minimum suhu kritis.





Gambar 7-3 Variasi suhu air sungai (a) berdasarkan besaran, frekuensi, dan durasi yang berlangsung dalam skala temporal, dan (b) pengaruhnya terhadap daur hidup dan pertumbuhan makrovertebrata dan ikan dalam skala temporal (dimodifikasi dari Olden dan Naiman 2010).





Gambar 7-4 Laju pertumbuhan, pengambilan makanan, dan aktivitas berenang berdasarkan suhu pada yuwana ikan *Salmo trutta* (dimodifikasi dari Ojanguren *et al.* 2001).

### 7.3 Kecepatan aliran air dan kekeruhan

Setiap sistem sungai mempunyai suatu kondisi aliran dengan karakteristik tertentu yang berkaitan dengan kuantitas dan sifat temporal aliran seperti pola aliran musiman, waktu, frekuensi, dan lamanya kondisi ekstrim (misalnya banjir dan kekeringan) yang dapat diprediksi (Poff *et al.* 1997) dengan pola alami tertentu (Gambar 7-5) (Bunn dan Arthington 2002), sehingga spesies asli memiliki daur hidup, adaptasi tingkah laku atau morfologi untuk mengatasi variabilitas kondisi aliran ini (Lytle dan Poff 2004). Kondisi hidrologi sungai (kecepatan aliran, turbulensi) berkaitan dengan kelarutan gas oksigen dalam air (lihat Sub Bab 7.5). Pada anak sungai yang dangkal di daerah *ritral*, gejala turbulensi membantu pertukaran gas pada permukaan di antara air-udara, dan proses pertukaran ini lebih dominan (Angelier 2003).



## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan

Tabel 7-2 Suhu air pada waktu pengambilan makanan dan aktivitas renang yang maksimum, dan pertumbuhan yang optimum pada beberapa spesies ikan air tawar

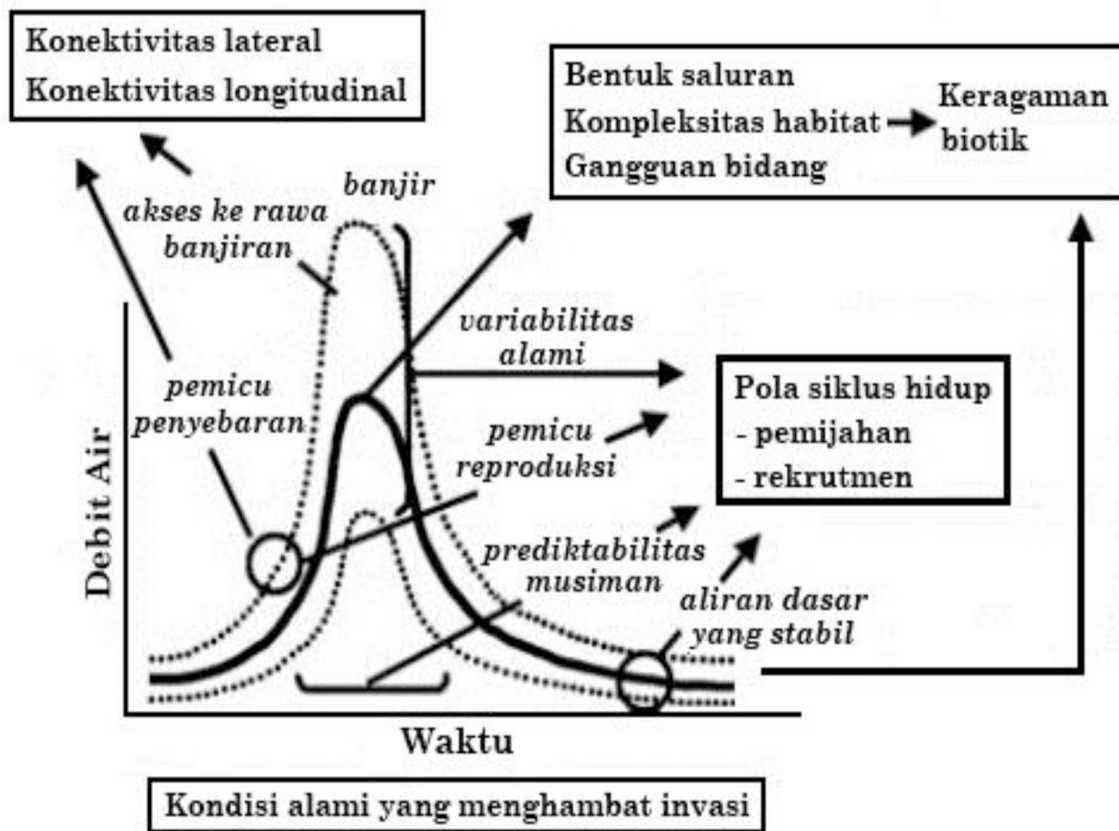
Taksa	Suhu (°C)		
	Pengambilan makanan maksimum	Pertumbuhan optimum	Aktivitas renang maksimum
Cichlidae			
<i>Oreochromis niloticus</i> <sup>k</sup>	30	26–34	-
Cyprinidae			
<i>Carassius auratus</i> <sup>c</sup>	>28	28	-
<i>Labeo rohita</i> <sup>j</sup>	36 <sup>2</sup>	31–33	-
Esocidae			
<i>Esox lucius</i> <sup>b,d</sup>	>20	18–26	-
Percidae			
<i>Perca fluviatilis</i> <sup>e,f</sup>	>23	23	-
Salmonidae			
<i>Salmo salar</i> Atlantik <sup>i</sup>	16–17	14,7–19	-
<i>Salmo salar</i> Baltik <sup>g</sup>	17,8	15,6	-
<i>Salmo trutta</i> <sup>a,h</sup>	18, 17, 29	16–17, 16, 87	18,31

Keterangan:

<sup>a</sup>Elliott (1976), <sup>b</sup>Salam dan Davies (1994), <sup>c</sup>Kestemont (1995), <sup>d</sup>Craig (1996), <sup>e</sup>Kestemont *et al.* (1996), <sup>f</sup>Mélard *et al.* (1996), <sup>g</sup>Koskela *et al.* (1997), <sup>h</sup>Ojanguren *et al.* (2001), <sup>i</sup>Jensen (2003), <sup>j</sup>Das *et al.* (2005), <sup>k</sup>Azaza *et al.* (2008).







Gambar 7-5 Kondisi hidrologis alami suatu sungai (dimodifikasi dari Bunn dan Arthington 2002).

Perubahan kondisi hidrologis sungai sangat berkaitan dengan aktivitas manusia, di antaranya melalui pembangunan bendungan untuk irigasi dan pembangkit listrik, serta aktivitas penebangan hutan pada daerah tangkapan air di bagian hulu sungai. Pada ikan, efek pembendungan sungai berlangsung secara cepat dan menyebabkan lingkungan menjadi ekstrim sebagai akibat berubahnya kondisi aliran, kedalaman, suhu (lihat sub bab 7.2), oksigen terlarut, ketersediaan cahaya, heterogenitas habitat, dan sumber energi (Mason 1991). Kondisi hidrologis sungai juga berkaitan dengan keberadaan hutan yang berfungsi sebagai daerah tangkapan air dan meningkatkan kestabilan bagian tepi sungai (Prosser *et al.* 2001), dan berperan sebagai pengantar perubahan pada morfologi saluran sungai (Nakamura dan Swanson 1993). Namun pada kenyataannya, berbagai aktivitas manusia yang berkaitan dengan perubahan hutan di daerah tangkapan air akan menyebabkan perubahan kondisi hidrologis sungai. Kondisi hidrologis yang ekstrim, seperti banjir, akan menyebabkan meningkatnya masukan partikel tersuspensi dalam kolom air sungai sehingga meningkatkan kekeruhan. Kondisi ini menyebabkan menurunnya kelimpahan makrovertebrata, termasuk insekta



air, sebagai komponen dalam jejaring makanan di sungai (Campbell dan Doeg 1989, Henley *et al.* 2000, Gleason *et al.* 2003, Manangkalangi *et al.* 2009b, Couceiro *et al.* 2010).

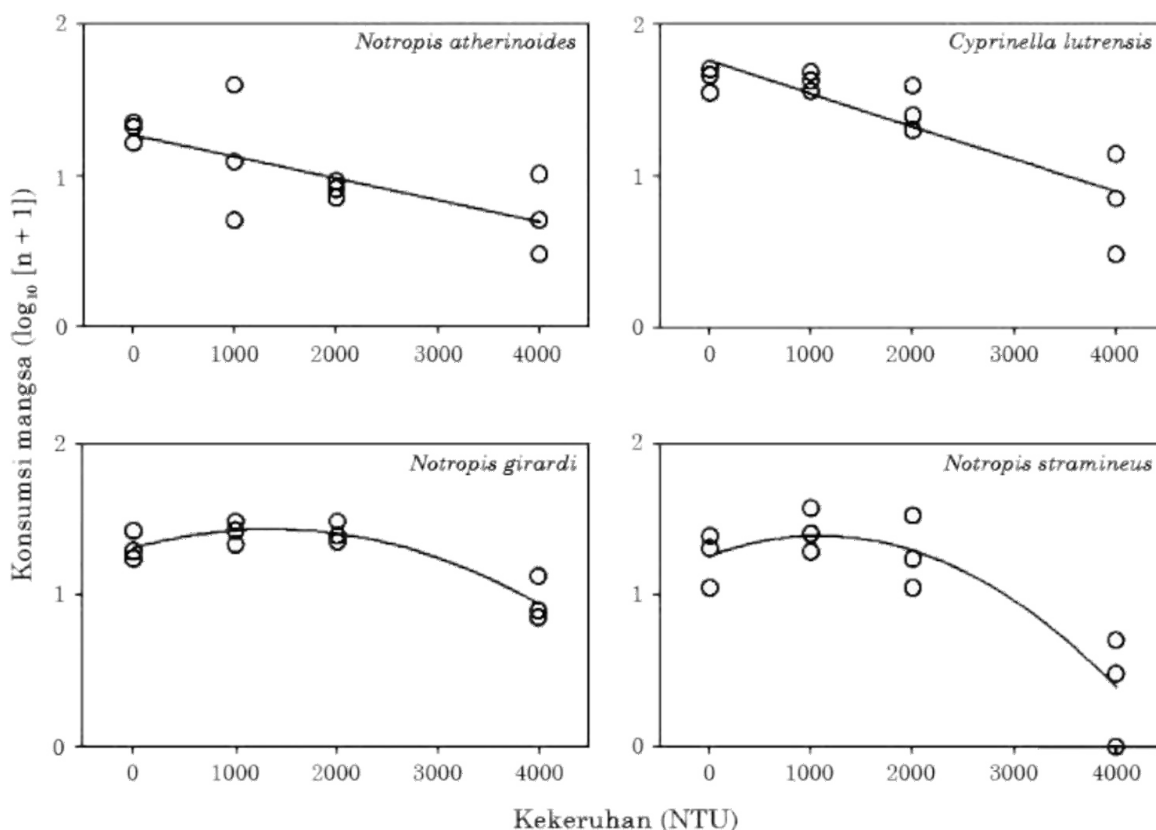
Beberapa jenis ikan akan cenderung menghindari perairan yang keruh karena kekeruhan air mengurangi kemampuan mencari makan secara efektif (Berg dan Northcote 1985, Bruton 1985, Vogel dan Beauchamp 1999, Sweka dan Hartman 2003, Sutherland dan Meyer 2007, Zamor dan Grossman 2007). Kondisi perairan yang keruh berkaitan dengan jarak reaktif ikan secara visual. Ada sejumlah penelitian yang mengindikasikan bahwa tingkat kekeruhan yang tinggi akan mengurangi jarak reaktif ikan secara visual ketika mencari makan (Barrett *et al.* 1992, Shoup dan Wahl 2009, Carter *et al.* 2010) atau dapat menurunkan kecepatan ikan dalam mencari makan (Rowe dan Dean 1998). Bonner dan Wilde (2002) melaporkan penurunan konsumsi mangsa yang cukup nyata pada kelompok Cyprinidae, yaitu *Notropis girardi* (sebesar 59%), *N. atherinoides*, *N. stramineus*, dan *Cyprinellalutrensis* (di antara 73-89%) (Gambar 7-6). Kondisi ini akan berakibat pada penurunan laju pertumbuhan ikan (Sigler *et al.* 1984, Northcote 1995), kelimpahan dan persebaran ikan (Berkman dan Rabeni 1987, Rowe *et al.* 2000, Mol dan Ouboter 2004).

### 7.4 Tingkat keasaman air

Kondisi keasaman suatu perairan dipengaruhi oleh kondisi tanah di sekitarnya. Keasaman air terjadi pada lokasi dengan tanah yang mengandung ion-ion asam, seperti  $Al^{3+}$ , atau *iron pyrite*, dan ketika pada kondisi terdapat oksigen akan membentuk asam sulfat (Zweig *et al.* 1999). Kondisi ini juga bisa terjadi melalui dekomposisi bahan organik yang menghasilkan asam humat dan fulvat, sehingga menurunkan pH air sampai 3,5 seperti yang ditemukan pada daerah limpasan (*blackwater*) di Amazon (Matsuo dan Val 2003) dan akibat limbah antropogenik. Pada daerah berkapur, air dapat melarutkan sejumlah besar ion  $Ca^{2+}$  dan  $Mg^{2+}$  sehingga menyebabkan nilai pH air meningkat (Baldisserotto 2003), seperti yang ditemukan di Sungai Prafi, Manokwari (Manangkalangi *et al.* 2009a).



Pengaruh Kondisi Habitat terhadap Pertumbuhan Ikan di Sungai  
 ~ Emmanuel Manangkalangi dan MF Rahardjo ~



Gambar 7-6 Hubungan di antara konsumsi mangsa dan kekeruhan pada spesies ikan dari Sungai Canada (New Mexico, Oklahoma, dan Texas). Lingkaran mewakili jumlah mangsa yang dikonsumsi melalui transformasi dengan  $\log_{10} (n + 1)$  (dimodifikasi dari Bonner dan Wilde 2002).

Organisme akuatik, termasuk kelompok ikan mempunyai toleransi yang berbeda-beda terhadap kondisi pH air (Tabel 7-1). Baldisserotto (2011) mengemukakan bahwa sintasan dan pertumbuhan ikan umumnya berlangsung di antara nilai pH air 6–9. Apabila ikan terdedah di luar kisaran kondisi pH ini, maka keadaan tersebut akan mengakibatkan aktivitas ikan berenang menjadi menurun (Nelson 1989), tingkah laku menjadi tidak normal dan cacat (Mount 1973), aktivitas makan menjadi tidak aktif, sedikit makanan yang dicerna, dan kehilangan berat tubuh (Lacroix *et al.* 1985), gangguan pengaturan ion dan kematian (Wilson *et al.* 1999).

Umumnya ikan hanya mampu menoleransi pada kondisi perairan yang netral, namun demikian ada beberapa spesies ikan yang bisa hidup pada kisaran kondisi perairan yang asam sampai basa, seperti *Aplocheilus panchax* dan *Channa striata* (Tabel 7-1). Beberapa spesies ikan lainnya hidup di antara kondisi perairan



asam sampai netral, antara lain *Tribolodon hakonensis* (Cyprinidae), *Collossoma macropomum* (Serrasalmidae), dan *Umbra pygmaea* (Umbridae). Ikan *Alcalapia alcalica* (sinonim *Oreochromis alcalicus*) (Cichlidae) menghuni di perairan yang basa.

Ikan *Tribolodon hakonensis*, yang hidup di Danau Osorezan (bagian utara Honshu, Jepang) dengan kondisi yang asam (pH 3,4–3,8), beruaya ke perairan sungai di sekitarnya dengan kondisi pH yang netral untuk melakukan pemijahan (Hirata *et al.* 2003). Kemampuan ini berkaitan dengan mekanisme adaptasi fisiologisnya, yaitu mampu mencegah acidifikasi dan kehilangan Na<sup>+</sup> dari plasmanya melalui sel-sel klorida insang.

*Collossoma macropomum* mampu hidup pada daerah limpasan di sekitar Sungai Amazon dengan kondisi yang asam (pH 3,5) tanpa menimbulkan gangguan pada sistem pengaturan ionnya (Wilson *et al.* 1999). *Umbra pygmaea* terutama hidup pada perairan tawar dengan pH berkisar di antara 3,5 dan 4,0 (Dederen *et al.* 1986).

Sebaliknya, *A. alcalica* mampu hidup di Danau Magadi (Kenya) yang basa (pH 10) (Randall *et al.* 1989). Otot pada ikan ini merupakan tempat utama aktivitas enzim untuk daur urea (Lindley *et al.* 1999). Ekskresi urea adalah suatu strategi untuk sintas pada ikan yang hidup di lingkungan yang sangat basa (Randall *et al.* 1989).

## 7.5 Konsentrasi kelarutan oksigen

Konsentrasi kelarutan oksigen di sungai bervariasi secara temporal dan spasial yang berkaitan dengan karakteristik geofisik saluran, lingkungan fisik serta biokimiawi sungai (O'Connor 1967). Di perairan tawar tropis, kelarutan oksigen sering kali lebih besar pada musim hujan dengan aliran air yang lebih besar dibandingkan selama musim kemarau (Graham 2006) (lihat Sub bab 7.3). Variasi konsentrasi gas oksigen terlarut berdasarkan lokasi terutama berkaitan dengan suhu air. Angelier (2003), menyatakan bahwa kelarutan gas oksigen merupakan suatu fungsi suhu, yaitu kelarutannya akan meningkat seiring dengan menurunnya suhu (lihat Sub bab 7.2).

Selain dipengaruhi oleh proses yang berlangsung secara alami, kelarutan oksigen pada ekosistem sungai juga dipengaruhi oleh berbagai aktivitas manusia, di antaranya pembuatan bendungan yang menyebabkan perubahan kondisi



aliran dan retensi bahan organik (Wood dan Armitage 1997, Gurnell 1998, Brandimarte *et al.* 2008, Lü *et al.* 2012) serta masukan limbah organik (Wilcock *et al.* 1995, Daniel *et al.* 2002, Leatemia *et al.* 2017). Kondisi kecepatan aliran air sungai yang menjadi berkurang dan retensi bahan organik yang bertambah mengakibatkan menurunnya konsentrasi oksigen terlarut pada segmen sungai di bagian atas bendungan (Gurnell 1998, Brandimarte *et al.* 2008).

Limbah organik yang masuk ke dalam sungai juga menurunkan konsentrasi oksigen terlarut dalam air sungai (Daniel *et al.* 2002). Sebagai contoh, masuknya limbah dari industri pengolahan buah kelapa sawit diduga menyebabkan menurunnya konsentrasi gas oksigen terlarut di Sungai Nimbai, Prafi (Gambar 7-7) (Manangkalangi *et al.* 2012, Leatemia *et al.* 2017). Limbah buangan dari proses ekstraksi buah kelapa sawit (*palm oil mill effluent*, POME) berupa koloid tersuspensi berwarna kecokelatan yang mengandung konsentrasi bahan organik, padatan tersuspensi, minyak dan lemak yang tinggi (Ma 2000). Dalam kondisi yang demikian, oksigen terlarut akan digunakan untuk proses oksidasi zat-zat atau proses dekomposisi bahan organik. Pada sungai yang dangkal di bagian hulu (*ritral*), pertukaran gas oksigen pada permukaan di antara air-udara memberikan kontribusi yang besar dalam konsentrasi gas oksigen terlarut dalam air (Angelier 2003) dan oleh karena itu, keberadaan konsentrasi minyak yang tinggi bisa menghambat proses difusi gas oksigen yang terjadi pada permukaan di antara air-udara.



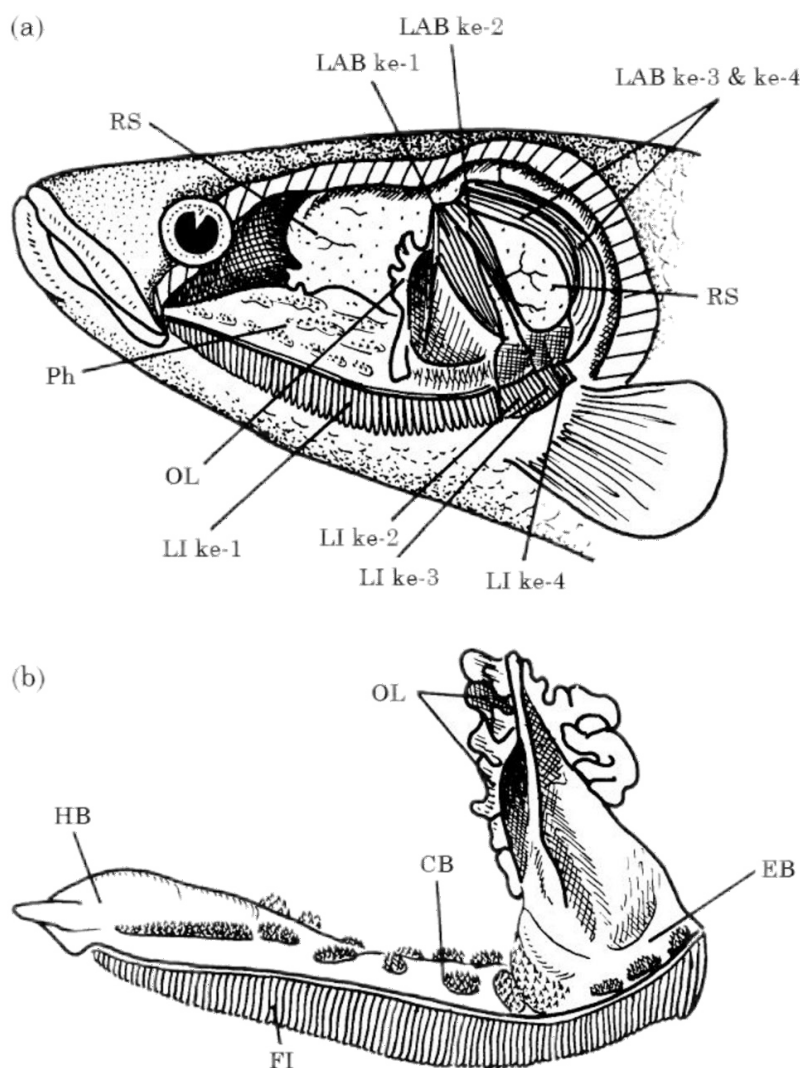


Gambar 7-7 Limbah pengolahan buah kelapa sawit yang dibuang ke dalam sistem Sungai Nimbai (Manangkalangi *et al.* 2012).

Beberapa spesies ikan sangat peka terhadap perubahan konsentrasi oksigen yang kecil. Jika konsentrasi gas oksigen terlarut menurun dan berada di bawah kebutuhan minimum yang diperlukan oleh spesies ikan tertentu, maka hal itu akan menimbulkan stres dan dapat mengakibatkan kematian. Konsentrasi gas oksigen terlarut di bawah  $5 \text{ mg L}^{-1}$  akan mengganggu fungsi fisiologis dan sintasan komunitas biologi, dan jika kurang dari  $2 \text{ mg L}^{-1}$  akan menyebabkan kematian pada sebagian besar ikan (Chapman dan Kimstach 1996). Hasil penelitian Landman *et al.* (2005) pada beberapa spesies ikan air tawar (*Galaxias maculatus*, *Retropinna retropinna*, *Oncorhynchus mykiss*, *Gobiomorphus cotidianus*, *Anguilla australis*) menunjukkan bahwa  $LC_{50}$  konsentrasi oksigen terlarut berkisar di antara  $0,54\text{--}2,65 \text{ mg L}^{-1}$ . Meskipun demikian, ada spesies ikan yang memiliki adaptasi struktural untuk menghadapi kondisi konsentrasi oksigen yang rendah di perairan, di antaranya keberadaan organ pernapasan tambahan pada *Clarias batrachus* dan *Channa striata*. Pada *C. batrachus*, struktur insang termodifikasi dan berkembang menjadi organ *dendritic* yang menonjol dari rongga insang, demikian juga kulitnya berperan sebagai organ pernapasan tambahan (Chandra



dan Banerjee 2003). Pada *C. striata*, organ pernapasan tambahan terletak di rongga *suprabranchial*, pelat *labyrinthine* pada epibranchial pertama, dan langit-langit dari *buccopharynx* yang berupa *vascular papillae* dan merupakan bagian dari kapiler yang menghubungkan sistem arteri bagian *branchial* dengan vena sistem jugular yang dikhususkan untuk pertukaran gas (Hughes dan Munshi 1986) (Gambar 7-8).



Gambar 7-8 (a) Penampang kepala *Channa striata* yang menunjukkan rongga suprabranchial, organ labyrinthine, dan otot levator lengkung insang, (b) Lengkung insang pertama yang menunjukkan organ labyrinthine dan filamen insang (dimodifikasi dari Hughes dan Munshi 1986). LAB *levator arcus branchialis*, RS rongga *suprabranchial*, Ph *pharynx*, O *organ labyrinthine*, LI *lengkung insang*, CB *ceratobranchial*, EB *epibranchial*, FI *filamen insang*, HB *hypobranchial*.



Oksigen merupakan aseptor elektron yang penting dalam respirasi aerobik dan oleh karena itu membatasi secara langsung jumlah energi yang dapat dimetabolis oleh hewan (Diaz dan Breitbart 2009). Beberapa hasil penelitian menunjukkan bahwa konsentrasi oksigen terlarut sangat berkaitan dengan laju pengambilan makanan (Buentello *et al.* 2000, Tran-Duy *et al.* 2008), dan tentu saja kondisi ini selanjutnya terkait dengan pertumbuhan ikan. Tran-Duy *et al.* (2008) melaporkan bahwa laju pengambilan makanan (*food intake*) dan pertumbuhan *Oreochromis niloticus* lebih tinggi pada kondisi oksigen terlarut yang lebih tinggi ( $5 \text{ mg l}^{-1}$ ) dibandingkan yang lebih rendah ( $3 \text{ mg l}^{-1}$ ). Pengaruh konsentrasi oksigen terhadap laju pengambilan makan dan pertumbuhan juga ditunjukkan oleh yuwana *Ictalurus punctatus* Ictaluridae (Buentello *et al.* 2000) dan *Fundulus heteroclitus* Fundulidae (Stierhoff *et al.* 2003). Walaupun *F. heteroclitus* masih bisa mempertahankan laju pertumbuhan yang tinggi pada konsentrasi oksigen terlarut sebesar  $3 \text{ mg O}_2\text{L}^{-1}$ , namun akan menurun sekitar 60% pada konsentrasi oksigen terlarut sebesar  $1 \text{ mg O}_2\text{L}^{-1}$  (Stierhoff *et al.* 2003).

Pada kondisi oksigen rendah, ikan akan mengurangi aktivitas berenang dan cadangan oksigen yang digunakan untuk aktivitas pencernaan (Herbert dan Steffensen 2005, Chabot dan Claireaux 2008, Lefevre *et al.* 2012) sehingga menyebabkan menurunnya efisiensi pencernaan makanan (Lefevre *et al.* 2012).

## 7.6 Penutup

Pengelolaan ekosistem sungai sangat terkait erat keberadaan hutan riparia di daerah tepi sungai yang berperan penting sebagai sumber energi utama pada jejaring makanan dan habitat bagi makroavertabrata serta ikan. Berbagai aktivitas yang mengkonversi zona riparia untuk areal perkebunan, persawahan, dan permukiman akan berpengaruh terhadap ketersediaan makanan dan habitat bagi komunitas ikan. Keberadaan hutan riparia juga berkaitan dengan kondisi hidrologis sungai dengan karakteristik tertentu yang berkaitan dengan kuantitas dan sifat temporal aliran seperti pola aliran musiman, waktu, frekuensi, dan lamanya kondisi ekstrim yang dapat diprediksi, sehingga spesies asli memiliki daur hidup, adaptasi tingkah laku atau morfologi yang berkaitan dengan kondisi hidrologis ini. Aktivitas penebangan pohon di hutan pada daerah tangkapan air dan pembangunan bendungan bisa mengubah struktur dan fungsi daerah yang dipengaruhi aliran, dan mengubah keseimbangan secara hidrologis, geomorfologis dan vegetasi di bagian tepi sungai, peningkatan konsentrasi masukan sedimen





dan suhu air, dan secara bersamaan akan mengubah dasar rantai makanan pada ekosistem tersebut. Masuknya limbah antropogenik juga akan berdampak pada menurunnya kualitas perairan sungai, yang berkaitan dengan pH dan konsentrasi gas oksigen terlarut. Berbagai hal yang dikemukakan menjadi gambaran kompleksitas permasalahan dan dasar dalam upaya mempertahankan kualitas habitat agar sesuai bagi pertumbuhan ikan, maupun proses biologis lain.

## Senarai Pustaka

- Al-Hafedh YS. 2007. An eco-biological study of the mosquitofish, *Gambusia affinis*, from the Eastern Province of Saudi Arabia. *Saudi Journal of Biological Sciences* 14(1): 115–122.
- Ali BA. 1990. Some ecological aspects of fish populations in tropical ricefields. *Hydrobiologia* 190(3): 215–222.
- Allan JD, Flecker AS. 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience* 43(1): 32–43.
- Allen KR. 1985. Comparison of the growth rate of brown trout (*Salmo trutta*) in a New Zealand stream with experimental fish in Britain. *Journal of Animal Ecology* 54(2): 487–495.
- Angelier E. 2003. *Ecology of Streams and Rivers*. Enfield, New Hampshire: Science Publisher, Inc. 215 p.
- Ayala MD, López-Albors O, Gil F, García-Alcázar A, Abellán E, Alarcón JA, Álvarez MC, Ramírez-Zarzosa G, Moreno F. 2001. Temperature effects on muscle growth in two populations Atlantic and Mediterranean of sea bass, *Dicentrarchus labrax* L. *Aquaculture* 202(3–4): 359–370.
- Azaza MS, Dhraïef MN, Kraïem MM. 2008. Effects of water temperature on growth and sex ration of juvenile nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus) reared in geothermal waters in southern Tunisia. *Journal of Thermal Biology* 33(2): 98–105.
- Baldisserotto B. 2003. Osmoregulatory adaptations of freshwater teleosts. In: Val AL, Kapoor BG. (eds.). *Fish Adaptations*. Science Publishers. Enfield. pp.179–201.



- Baldisserotto B. 2011. Water pH and hardness affect growth of freshwater teleosts. *Revista Brasileira de Zootecnia* 40(supplement especial): 138–144.
- Barrett JC, Grossman GD, Rosenfeld J. 1992. Turbidity-induced changes in reactive distance of rainbow trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 121(4): 437–443.
- Beamish FWH. 1978. Swimming capacity. In: Hoar WS dan Randall DJ (eds.). *Fish Physiology Vol VII. Locomotion*. Academic Press. New York. pp. 101–187.
- Berg L, Northcote TG. 1985. Changes in territorial, gill-flaring, and feeding behavior in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisuth*) following short-term pulses of suspended sediment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42(8): 1410–1417.
- Berkman HE, Rabeni CF. 1987. Effects of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes* 18(4): 285–294.
- Berra TM, Moore R, Reynolds LF. 1975. The freshwater fishes of the Laloki River Systems of New Guinea. *Copeia* 1975(2): 316–326.
- Bishop KA, Allen SA, Pollard DA, Cook MG. 2001. *Ecological studies on the freshwater fishes of the Alligator Rivers Region, Northern Territory: Autecology*. Office of the Supervising Scientist Report 145, Supervising Scientist. Darwin.
- Boavida I, Santos JM, Cortes RV, Pinheiro NA, Ferreira MT. 2012. Benchmarking river habitat improvement. *River Research and Applications* 28(10): 1768–1779.
- Bonner TH, Wilde GR. 2002. Effects of turbidity on prey consumption by prairie stream fishes. *Transactions of the American Fisheries Society* 131(6): 1203–1208.
- Brandimarte AL, Anaya M, Shimizu GY, Meirelles ST, Caneppele D. 2008. Impact of damming the Mogi-Guaçu River (São Paulo State, Brazil) on reservoir limnological variables. *Lakes dan Reservoirs: Research and Management* 13(1): 23–35.
- Britz PJ, Hecht T. 1987. Temperature preferences and optimum temperature for growth of african sharptooth catfish (*Clarias gariepinus*) larvae and postlarvae. *Aquaculture* 63(1–4): 205–214.



- Bruton MN. 1985. The effects of suspensoids on fish. *Hydrobiologia* 125(1): 221–241.
- Buentello JA, Gatlin III DM, Neill WH. 2000. Effects of water temperature and dissolved oxygen on daily feed consumption, feed utilization and growth of channel catfish (*Ictalurus punctatus*). *Aquaculture* 182(3–4): 339–352.
- Bunn SE, Arthington AH. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4): 492–507.
- Campbell IC, Doeg TJ. 1989. Impact of timber harvesting and production on streams: a review. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 40(5): 519–539.
- Carter MW, Shoup DE, Dettmers JM, Wahl DH. 2010. Effects of turbidity and cover on prey selectivity of adult smallmouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society* 139(2): 353–361.
- Chabot D, Claireaux G. 2008. Environmental hypoxia as a metabolic constraint on fish: the case of Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Marine Pollution Bulletin*, 57(6–12): 287–294.
- Chandra S, Banerjee TK. 2003. Histopathological analysis of the respiratory organs of the air-breathing catfish *Clarias batrachus* (Linn.) exposed to the air. *Acta Zoologica Taiwanica* 14(1): 45–64.
- Chapman D, Kimstach V. 1992. Selection of water quality variable. In: Chapman D (ed.). *Water quality assessment: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. New York:UNESCO/WHO/UNEP. pp. 59–126.
- Constanz J, Thomas C, Zellweger G. 1994. Influence of diurnal variations in stream temperature on streamflow loss and groundwater recharge. *Water Resources Research* 30(12): 3253–3264.
- Couceiro SRM, Hamada N, Forsberg BR, Padovesi-Fonseca C. 2010. Effects of anthropogenic silt on aquatic macroinvertebrates and abiotic variables in streams in the Brazilian Amazon. *Journal of Soils and Sediments* 10(1): 89–103.
- Craig JF (ed.). 1996. *Pike Biology and Exploitation*. Chapman dan Hall. London 298 p.



- Daniel MHB, Montebelo AA, Bernardes MC, Ometto JPHB, de Camargo PB, Krusche AV, Ballester MV, Victoria RL, Martinelli LA. 2002. Effects of urban sewage on dissolved oxygen, dissolved inorganic and organic carbon, and electrical conductivity of small streams along a gradient of urbanization in the Piracicaba River basin. *Water, Air, and Soil Pollution* 136(1–4): 189–206.
- Das T, Pal AK, Chakraborty SK, Manush SM, Sahu NP, Mukherjee SC. 2005. Thermal tolerance, growth and oxygen consumption of *Labeo rohita* fry (Hamilton, 1822) acclimated to four temperatures. *Journal of Thermal Biology* 30(5): 378–383.
- Daufresne M, Roger MC, Capra H, Lamouroux N. 2004. Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhone River: effects of climatic factors. *Global Change Biology* 10(1): 124–140.
- Day N, Butler PJ. 2005. The effects of acclimation to reversed seasonal temperatures on the swimming performance of adult brown trout *Salmo trutta*. *The Journal of Experimental Biology* 208(14): 2683–2692.
- Dederen LHT, Leuven RSEW, Bonga SEW, Oyen FGF. 1986. Biology of the acid-tolerant fish species *Umbra pygmaea*(De Kay, 1842). *Journal of Fish Biology* 28(3): 307–326.
- Diaz RJ, Breitburg DL. 2009. The hypoxic environment. In: Richards JG, Farrell AP, Brauner CJ (eds.). *Fish Physiology. Volume 27 (Hypoxia)*. Elsevier Inc. London. pp. 1–23.
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Kawabata Z-I, Knowler DJ, Lévêque C, Naiman RJ, Prieur-Richard A-H, Soto D, Stiassny MLJ, Sullivan CA. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81(2): 163–182.
- Elliott JM. 1976. The energetics of feeding metabolism and growth of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to body weight, water temperature and ration size. *Journal of Animal Ecology* 45(3): 923–948.
- Farrell AP, Hinch SG, Cooke SJ, Patterson DA, Crossin GT, Lapointe M, Mathes MT. 2008. Pacific salmon in hot water: applying aerobic scope models and biotelemetry to predict the success of spawning migrations. *Physiological and Biochemical Zoology* 8(6): 697–708.



- Geist J. 2011. Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators* 11(6): 1507–1516.
- Gleason RA, Euliss Jr. NH, Hubbard DE, Duffy WG. 2003. Effects of sediment load on emergence of aquatic invertebrates and plants from wetland soil egg and seed banks. *Wetlands* 23(1): 26–34.
- Graham JB. 2006. Aquatic and aerial respiration. *In*: Evans DH, Claiborne JB. (eds.). *The Physiology of Fishes*. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 85–118.
- Gurnell AM. 1998. The hydrogeomorphological effects of beaver dam-building activity. *Progress in Physical Geography* 22(2): 167–189.
- Henley WF, Patterson MA, Neves RJ, Lemly AD. 2000. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review of natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science* 8(2): 125–139.
- Herbert NA, Steffensen JF. 2005. The response of Atlantic cod, *Gadus morhua*, to progressive hypoxia: fish swimming speed and physiological stress. *Marine Biology* 147(6): 1403–1412.
- Hirata T, Kaneko T, Ono T, Nakazato T, Furukawa N, Hasegawa S, Wakabayashi S, Shigekawa M, Chang M-H, Romero MF, Hirose S. 2003. Mechanism of acid adaptation of a fish living in a pH 3.5 lake. *American Journal of Physiology-Regulatory, Integrative and Comparative Physiology* 284(5): R1199–R1212.
- Hughes GM, Munshi JSD. 1986. Scanning electron microscopy of the accessory respiratory organs of the snake-headed fish, *Channa striata* (Bloch) (Channidae, Channiformes). *Journal of Zoology* 209(3): 305–317.
- Humphries P, King AJ, Koehn JD. 1999. Fish, flows and flood plains: links between freshwater fishes and their environment in the Murray-Darling River Systems, Australia. *Environmental Biology of Fishes* 56(1–2): 129–151.
- Jensen AJ. 1990. Growth of young migratory brown trout *Salmotrutta* correlated with water temperature in Norwegian rivers. *Journal of Animal Ecology* 59(2): 603–614.
- Jensen AJ. 2003. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the regulated River Alta: effects of altered water temperature on parr growth. *River Research and Applications* 19(7): 733–747.



- Jensen AJ, Forseth T, Johnsen BO. 2000. Latitudinal variation in growth of young brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Animal Ecology* 69(6): 1010–1020.
- Jonsson N. 1991. Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic Journal of Freshwater Research* 66:20–35.
- Kestemont P. 1995. Influence of feed supply, temperature and body size on the growth of goldfish *Carassius auratus* larvae. *Aquaculture* 136(3–4): 341–349.
- Kestemont P, Mélard C, Fiogbé E, Vlavourou R, Masson G. 1996. Nutritional and animal husbandry aspects of rearing early life stages of Eurasian perch *Perca fluviatilis*. *Journal of Applied Ichthyology* 12(3-4): 157–166.
- Koskela J, Pirhonen J, Jobling M. 1997. Feed intake, growth rate and body composition of juvenile Baltic salmon exposed to different constant temperatures. *Aquaculture International* 5(4): 351–360.
- Lacroix GL, Gordon DJ, Johnston DJ. 1985. Effects of low environmental pH on the survival, growth, and ionic composition of postemergent Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42(2): 768–775.
- Landman MJ, van den Heuvel MR, Ling N. 2005. Relative sensitivities of common freshwater fish and invertebrates to acute hypoxia. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 39(5): 1061–1067.
- Leatemia SPO, Manangkalangi E, Lefaan PT, Peday HFZ, Sembel L. 2017. Makroavertebrata bentos sebagai bioindikator kualitas air Sungai Nimbai Manokwari, Papua Barat. *Jurnal Ilmu Pertanian Indonesia* 22(1): 25–33.
- Lee CG, Farrell AP, Lotto A, MacNutt MJ, Hinch SG, Healey MC. 2003. The effect of temperature on swimming performance and oxygen consumption in adult sockeye (*Oncorhynchus nerka*) and coho (*O. kisutch*) salmon stocks. *The Journal of Experimental Biology* 206(18): 3239–3251.
- Lee PG, Ng PKL. 1994. The systematics and ecology of snakeheads (Pisces: Channidae) in Peninsular Malaysia and Singapore. *Hydrobiologia* 285(1–3): 59–74.



- Lefevre S, Huong DTT, Phuong NT, Wang T, Bayley. 2012. Effects of hypoxia on the partitioning of oxygen uptake and the rise in metabolism during digestion in the air-breathing fish *Channa striata*. *Aquaculture* 364–365: 137–142.
- Lessard JL, Hayes DB. 2003. Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River Research and Applications* 19(7): 721–732.
- Lindley TE, Scheiderer CL, Walsh PJ, Wood CM, Bergman HL, Bergman AL, Laurent P, Wilson P, Anderson PM. 1999. Muscle as the primary site of urea cycle enzyme activity in an alkaline lake-adapted tilapia, *Oreochromis alcalicus grahami*. *The Journal of Biological Chemistry* 274(42): 29858–29861.
- Lowney CL .2000. Stream temperature variation in regulated rivers: evidence for a spatial pattern in daily minimum and maximum magnitudes. *Water Resource Research* 36(10): 2947–2955.
- Lü Y, Sun R, Fu B, Wang Y. 2012. Carbon retention by check dams: regional scale estimation. *Ecological Engineering* 44: 139–146.
- Lynch JA, Rishel GB, Corbett ES. 1984. Thermal alteration of streams draining clearcut watersheds: quantification and biological implications. *Hydrobiologia* 111(3): 161–169.
- Lytle DA, Poff NL. 2004. Adaptation to natural flow regime. *Trends in Ecology and Evolution* 19(2): 94–100.
- Ma AN. 2000. Environmental management for the oil palm industry. *Palm Oil Development* 30: 1–10.
- Malmqvist B, Rundle S. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29(2): 134–153.
- Manangkalangi E, Rahardjo MF, Sjafii DS. 2009a. Habitat ontogeni ikan pelangi arfak (*Melanotaenia arfakensis*) di Sungai Nimbai dan Sungai Aimasi, Manokwari. *Jurnal Natural* 8(1): 4–11.
- Manangkalangi E, Rahardjo MF, Sjafii DS, Sulistiono. 2009b. Pengaruh kondisi hidrologi terhadap komunitas makrovertebrata di Sungai Aimasi dan Sungai Nimbai, Manokwari. *Jurnal Perikanan dan Ilmu Kelautan* 5(2): 99–110.



- Manangkalangi E, Leatemia SPO, Lefaan PT, Peday HFZ. 2012. Strategi konservasi *in situ* ikan pelangi arfak (*Melanotaenia arfakensis*) pada sistem Sungai Prafi Manokwari dan upaya domestikasinya. *Laporan Penelitian Strategi Nasional*. Universitas Negeri Papua. 103 hal. (Tidak dipublikasi).
- Manangkalangi E, Leatemia SPO, Lefaan PT, Peday HFZ, Sembel L. 2014. Kondisi habitat ikan pelangi arfak, *Melanotaenia arfakensis* Allen, 1990 di Sungai Nimbai, Prafi Manokwari. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 14(1): 21–36.
- Mason CF. 1991. *Biology of Freshwater Pollution*. Longman Scientific and Technical. New York. 351 p.
- Matsuo AYO, Val AL. 2003. Fish adaptations to Amazonian blackwaters. In: Val AL, Kapoor BG. (eds.). *Fish Adaptations*. Science Publishers. Enfield. pp1-36.
- Mélard C, Kestemont P, Grignard JC. 1996. Intensive culture of juvenile and adult Eurasian perch (*P. fluviatilis*): effects of major biotic and abiotic factors on growth. *Journal of Applied Ichthyology* 12(3–4): 175–180.
- Mol JH, Ouboter PE. 2004. Downstream effects of erosion from small-scale gold mining on the instream habitat and fish community of a small neotropical rainforest stream. *Conservation Biology* 18(1): 201–214.
- Mount DI. 1973. Chronic effect of low pH on fathead minnow survival, growth and reproduction. *Water Research* 7(1): 987–993.
- Naiman RJ, Turner MG. 2000. A future perspective on North America's freshwater ecosystems. *Ecological Applications* 10(4): 958–970.
- Nakamura F, Swanson FJ. 1993. Effects of coarse woody debris on morphology and sediment storage of a mountain stream system in western Oregon. *Earth Surface Processes and Landforms* 18(1): 43–61.
- Nelson JA. 1989. Critical swimming speeds of yellow perch *Perca flavescens*: comparison of populations from a naturally acidic lake and a circumneutral lake in acid and neutral water. *The Journal of Experimental Biology* 145(1): 239–254.
- Nilsson C, Reidy CA, Dynesius M, Revenga C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308(5720): 405–408.





- Northcote TG. 1995. Comparative biology and management of Arctic and European grayling (Salmonidae, *Thymallus*). *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 5(2): 141–194.
- O'Connor DJ. 1967. The temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in streams. *Water Resources Research* 3(1): 65–79.
- Ojanguren AF, Reyes-Gavilán, Braña F. 2001. Thermal sensitivity of growth, food intake and activity of juvenile brown trout. *Journal of Thermal Biology*, 26(3): 165–170.
- Olden JD, Naiman RJ. 2010. Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology* 55(1): 86–107.
- Oyugi DO, Cucherousset J, Baker DJ, Britton JR. 2012. Effects of temperature on the foraging and growth rate of juvenile common carp, *Cyprinus carpio*. *Journal of Thermal Biology* 37(1): 89–94.
- Paller VGV, Corpus MNC, Ocampo PP. 2013. Diversity and distribution of freshwater fish assemblages in Tayabas River, Quezon (Philippines). *Philippine Journal of Science* 142(1): 55–67.
- Pet JS, Piet GJ. 1993. The consequences of habitat occupation and habitat overlap of the introduced tilapia *Oreochromis mossambicus* and indigenous fish species for fishery management in a Sri Lankan reservoir. *Journal of Fish Biology* 43(Supplement sA): 193–208.
- Plaut I. 2001. Critical swimming speed: its ecological relevance. *Comparative Biochemistry and Physiology* A131(1): 41–50.
- Poff NL, Allan JD, Bain MB, Karr JR, Prestegard KL, Richter BD, Sparks RE, Stromberg JC. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience* 47(11): 769–784.
- Prosser IP, Rutherford ID, Olley JM, Young WJ, Wallbrink PJ, Moran CJ. 2001. Large-scale patterns of erosion and sediment transport in river networks, with examples from Australia. *Marine and Freshwater Research* 52(1): 81–99.
- Rahel FJ. 2002. Homogenization of freshwater faunas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 291–315.



- Randall DJ, Wood CM, Perry SF, Bergman H, Maloiy GMO, Mommsen TP, Wright PA. 1989. Urea excretion as a strategy for survival in a fish living in a very alkaline environment. *Nature* 337(6203): 165–166.
- Revenge C, Campbell I, Abell R, de Villiers P, Bryer M. 2005. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360(1454): 397–413.
- Ricciardi A, Rasmussen JB. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* 13(5): 1220–1222.
- Rowe D, Hick M, Richardson J. 2000. Reduced abundance of banded kokopu (*Galaxias fasciatus*) and other native fish in turbid rivers of North Island of New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 34(3): 547–58.
- Rowe DK, Dean TL. 1998. Effects of turbidity on the feeding ability of the juvenile migrant stage of six New Zealand freshwater fish species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 32(1):21–29.
- Sabariah V, Simatauw F, Kopalit H. 2005. Ektoparasit dan endoparasit ikan rainbow arfak (*Melanotaenia arfakensis*) dari Sungai Nuni-Manokwari. *Jurnal Perikanan dan Kelautan* 1(2): 95–101.
- Salam A, Davies PMC. 1994. Effect of body weight and temperature on the maximum daily food consumption of *Esox lucius*. *Journal of Fish Biology*, 44(1): 165–167.
- Sawyer AH, Cardenas MB, Bomar A, Mackey M. 2009. Impact of dam operations on hyporheic exchange in the riparian zone of a regulated river. *Hydrological Processes* 23(15): 2129–2137.
- Schlosser IJ. 1982. Trophic structure, reproductive success, and growth rate of fishes in a natural and modified headwater stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39(7): 968–978.
- Schlosser IJ. 1995. Critical landscape attributes that influence fish population dynamics in headwater streams. *Hydrobiologia* 303(1–3) : 71–81.
- Shah ASRM, Ismail BS, Mansor M, Othman R. 2010. Diversity and distribution of fish in irrigation water derived from recycled and uncontrolled flow water sources in the Muda ricefields. *Pertanika Journal of Tropical Agricultural Science* 33(2): 213–222.



- Shah ASRM, Zarul HH, Chan KY, Zakaria R, Khoo KH, Mashhor M. 2006. A recent survey of freshwater fishes of the Paya Beriah peat swamp forest, north Perak, Malaysia. *Jurnal Biosains* 17(1): 51–64.
- Shahnawaz A, Venkateshwarlu M, Somashekar DS, Santosh K. 2010. Fish diversity with relation to water quality of Bhadra River of Western Ghats (India). *Environmental Monitoring and Assessment* 161(1–4): 83–91.
- Shoup DE, Wahl DH. 2009. The effects of turbidity on prey selection by piscivorous largemouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society*, 138(5): 1018–1027.
- Sigler JW, Bjornn TC, Everest FH. 1984. Effects of chronic turbidity on density and growth of steelhead and coho salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 113(2): 142–150.
- Steel EA, Lange IA. 2007. Using wavelet analysis to detect changes in water temperature regimes at multiple scales: effects of multi-purpose dams in the Willamette River basin. *River Research and Applications* 23(4): 351–359.
- Stierhoff KL, Targett TE, Greycay PA. 2003. Hypoxia tolerance of the mummichog: the role of access to the water surface. *Journal of Fish Biology* 63(3): 580–592.
- Sutherland AB, Meyer JL. 2007. Effects of increased suspended sediment on growth rate and gill condition of two southern Appalachian minnows. *Environmental Biology of Fish* 80(4): 389–403.
- Sutin S, Jaroensutasinee M, Jaroensutasinee K. 2006. Water quality and anatomical characteristics of spotted barb at Klongphod Waterfall, Khao Nan National Park. *33<sup>rd</sup> Congress on Science and Technology of Thailand*.
- Sweeney BW. 1992. Streamside forests and the physical, chemical, and trophic characteristics of Piedmont streams in Eastern North America. *Water Science and Technology* 26(12): 2653–2673.
- Sweka JA, Hartman KJ. 2003. Reduction of reaction distance and foraging success of smallmouth bass, *Micropterus dolomieu*, exposed to elevated turbidity levels. *Environmental Biology of Fishes* 67(4): 341–347.



- Tang M, Boisclair D, Menard C, Downing JA. 2000. Influence of body weight, swimming characteristics, and water temperature on the cost of swimming in brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(7):1482–1488.
- Tapilatu RF, Renyaan AWA. 2005. Kajian aspek morfologis rainbowfish arfak (*Melanotaenia arfakensis*) pada habitat aslinya di beberapa daerah aliran sungai dalam kawasan lindung Pegunungan Arfak Manokwari. *Jurnal Perikanan dan Kelautan* 1(2): 79–86.
- Thomas RE, Gharrett JA, Carls MG, Rice SD, Moles A, Korn S. 1986. Effects of fluctuating temperature on mortality, stress, and energy reserves of juvenile coho salmon. *Transactions of the American Fisheries Society* 115(1): 52–59.
- Tran-Duy A, Schrama JW, van Dam AA, Verreth JAJ. 2008. Effects of oxygen concentration and body weight on maximum feed intake, growth and hematological parameters of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *Aquaculture* 275(1–4): 152–162.
- Vannote R, Sweeney B. 1980. Geographic analysis of thermal equilibria: a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. *The American Naturalist* 115(5): 667–695.
- Videler JJ. 1993. *Fish Swimming*. Chapman dan Hall. London. 260p.
- Vogel JL, Beauchamp DA. 1999. Effects of light, prey size, and turbidity on reaction distances of lake trout (*Salvelinus namaycush*) to salmonid prey. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56(7): 1293–1297.
- Ward J. 1985. Thermal characteristics of running waters. *Hydrobiologia* 125(1): 31–46.
- Ward JV. 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* 83(3): 269–278.
- Wilcock RJ, McBride GB, Nagels JW, Northcott GL. 1995. Water quality in a polluted lowland stream with chronically depressed dissolved oxygen: causes and effects. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 29(2): 277–288.



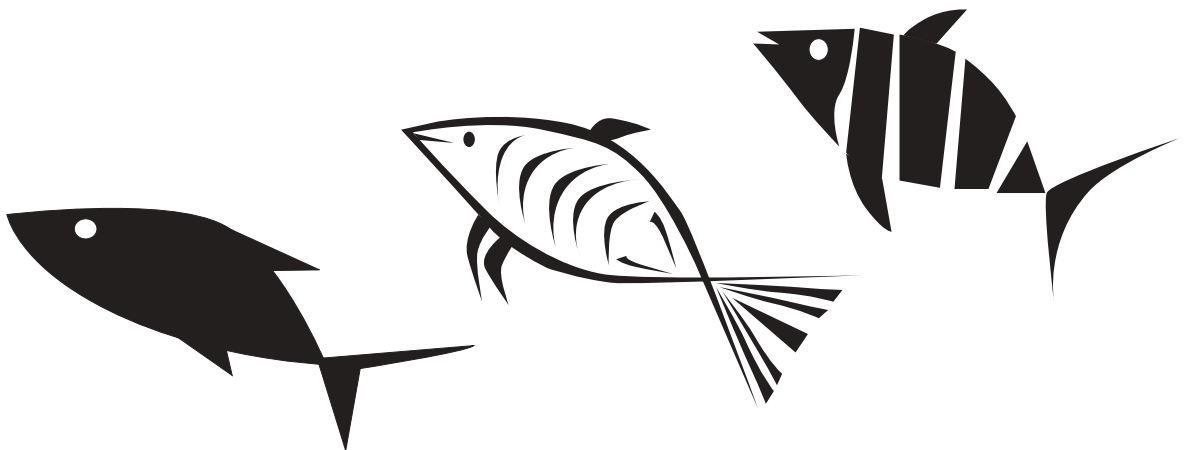
Pengaruh Kondisi Habitat terhadap Pertumbuhan Ikan di Sungai  
~ Emmanuel Manangkalangi dan MF Rahardjo ~

- Wilson RW, Wood CM, Gonzalez RJ, Patrick ML, Bergman HL, Narahara A, and Val AL. 1999. Ion and acid-base balance in three species of Amazonian fish during gradual acidification of extremely soft water. *Physiological and Biochemical Zoology* 72(3): 277–285.
- Wood PJ, Armitage PD. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21(2): 203–217.
- Zakaria R, Mansor M, Ali AB. 1999. Swamp-riverine tropical fish population: a comparative study of two spatially isolated freshwater ecosystems in Peninsular Malaysia. *Wetlands Ecology and Management* 6(4): 261–268.
- Zamor RM, Grossman GD. 2007. Turbidity affects foraging success of drift-feeding rosyside dace. *Transactions of the American Fisheries Society* 136(1): 167–176.
- Zweig RD, Morton JD, Stewart MM. 1999. *Source Water Quality for Aquaculture*. World Bank. Washington. 62 p.



PERPINDAHAN  
HABITAT ONTOGENETIK  
IKAN DI TERUMBU KARANG

Nyoman Dati Pertama, Emmanuel  
Manangkalangi, MF Rahardjo



## 8.1 Pendahuluan

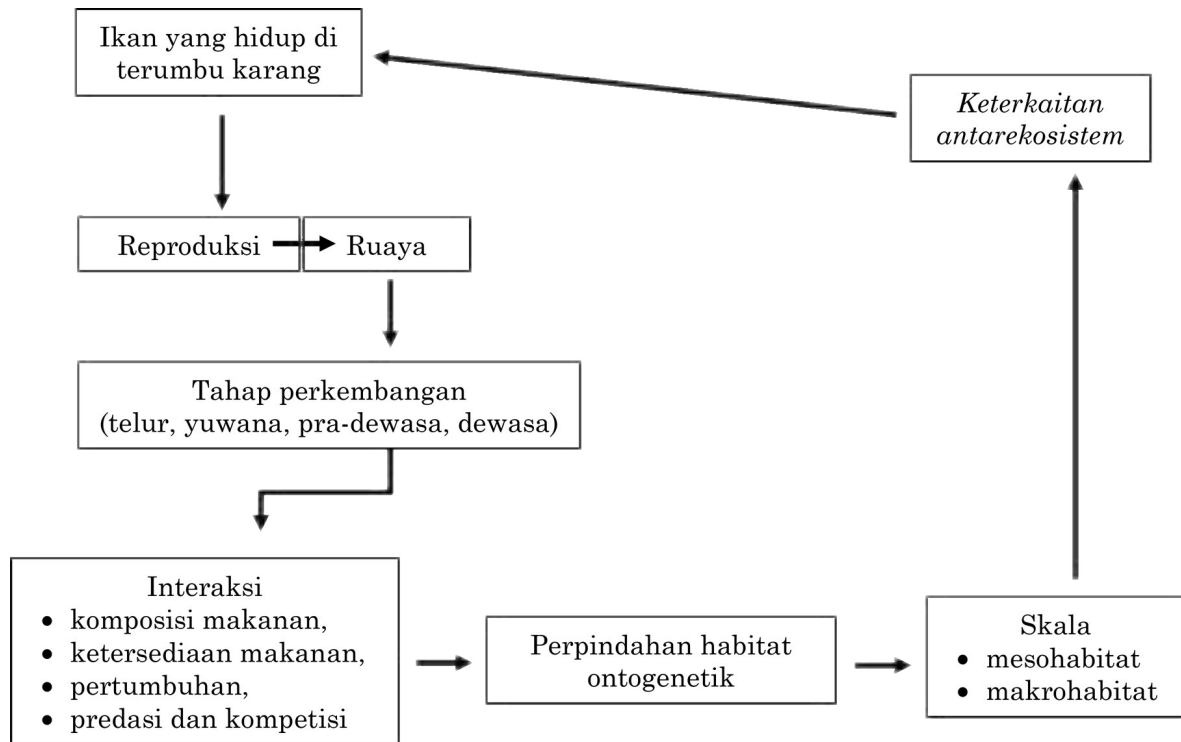
Perkembangan ontogenetik ikan dapat didefinisikan sebagai pertumbuhan ikan dari stadia telur, ke stadia yuwana hingga stadia dewasa, dan kemudian berpijah. Dalam perkembangannya tiap stadia ikan tidak selalu menempati relung (misalnya habitat atau makanan) yang sama. Perubahan relung yang terjadi seiring dengan perkembangan ontogenetik adalah karakteristik yang sangat umum dalam daur hidup berbagai organisme (Werner dan Gilliam 1984, Fryxell dan Sinclair 1988, Post 2003).

Studi mengenai perubahan ontogenetik relung ikan yang hidup di terumbu karang saat ini telah berkembang pesat, misalnya berkaitan dengan faktor-faktor yang mendorong perubahan relung (Kimirei *et al.* 2013), makanan (Eggleston *et al.* 1998, Cocheret de la Morinière *et al.* 2003, Pereira *et al.* 2015), pemangsa (Shulman 1985, Byström *et al.* 2003, Grol *et al.* 2014), habitat (Green 1996, Fulton dan Bellwood 2002, Mellin *et al.* 2007, Lecchini dan Poignonec 2009, Kimirei *et al.* 2011), dan pertumbuhan (Grol *et al.* 2014). Pemahaman mengenai mekanisme yang mendorong perubahan relung seiring dengan perkembangan ontogenetik merupakan suatu variabel penting yang terlibat dalam kestabilan populasi dan fungsi ekosistem pada berbagai skala (Brodersen *et al.* 2008).

Pada bab ini akan diulas tentang perpindahan habitat ikan seiring dengan pertumbuhan ikan yang untuk selanjutnya disebut sebagai perpindahan habitat ontogenetik dan faktor-faktor yang terkait. Perpindahan habitat yang dalam praktiknya adalah perpindahan ikan dari satu habitat menuju habitat lain untuk tinggal memperlihatkan keterkaitan (*connectivity*) antar ekosistem (Gambar 8-1). Beberapa contoh perpindahan habitat ontogenetik ikan yang hidup di terumbu karang juga disertakan untuk memperjelas uraian.



## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan



Gambar 8-1 Perpindahan habitat ontogenetik ikan menunjukkan keterkaitan antar ekosistem

## 8.2 Ikan terumbu karang versus ikan yang hidup di terumbu karang

Upaya awal secara komprehensif untuk mendefinisikan karakteristik kumpulan ikan terumbu karang telah dilakukan oleh Choat dan Bellwood (1991). Definisi yang mereka ajukan merupakan kumpulan karakteristik ekologis dan taksonomis yang membedakan kumpulan ikan terumbu karang terhadap ikan laut lainnya. Karakteristik taksonomis tersebut meliputi dominasi oleh ikan Perciformes. Bellwood (1996) selanjutnya mengembangkan ide karakteristik taksonomis ini dengan mengusulkan suatu daftar konsensus dari 10 famili ikan yang tersebar secara luas, yang terdiri atas banyak spesies dan melimpah pada terumbu karang di seluruh daerah tropis di antaranya Holocentridae, Ephippidae, Acanthuridae, Apogonidae, Serranidae, Gobiidae, Labridae, Pomacentridae, Scaridae, dan Chaetodontidae. Konsensus ini telah banyak digunakan sebagai acuan oleh banyak peneliti, misalnya dalam penentuan kesehatan terumbu karang yang dikenal sebagai kelompok ikan mayor (English *et al.* 1997, Lubis *et al.* 2009, Panggabean 2012). Namun demikian karakteristik ini masih menjadi bahan perdebatan di antara para ahli.





Robertson (1998) mencoba membandingkan struktur fauna ikan karang daerah tropis yang kaya terumbu karang dengan daerah miskin terumbu karang yang berdekatan, di Amerika dan Polinesia. Ia menyimpulkan bahwa fauna ikan terumbu karang tidak memiliki struktur taksonomis yang khas. Beberapa penelitian mengenai fauna ikan di karang batu (*rocky reef*) di bagian timur laut Selandia Baru, juga melaporkan keberadaan famili yang menjadi kekhasan fauna ikan di terumbu karang, di antaranya ialah Labridae, Pomacentridae, dan Serranidae (Jones 1988, Anderson dan Millar 2004). Demikian juga dengan beberapa hasil penelitian lainnya yang menunjukkan adanya variasi taksonomis ikan yang hidup di terumbu karang, secara spasial (berkaitan dengan kompleksitas habitat dan geografis), maupun temporal (berkaitan dengan proses ruaya pada periode tertentu), atau berkaitan dengan perpindahan kondisi habitat terumbu karang. Variasi taksonomis secara spasial ditunjukkan oleh Luckhurst dan Luckhurst (1978), Gladfelter *et al.* (1980), Carpenter *et al.* (1981), Friedlander dan Parrish (1998), Dorenbosch *et al.* (2005), Messmer *et al.* (2011), Yeager *et al.* (2011), dan Vergés *et al.* (2012). Variasi secara temporal diperlihatkan oleh Warner (1995), Robinson *et al.* (2008), dan Colin (1992). Variasi taksonomis yang berkaitan dengan perpindahan kondisi habitat terumbu karang dikemukakan oleh Bonin *et al.* (2011) dan Pratchett *et al.* (2011). Bukti-bukti ini semakin memperjelas bahwa ikan terumbu karang (*coral reef fishes*) bukan merupakan suatu kelompok yang berbeda secara taksonomis. Oleh karena itu, dalam tulisan ini lebih ditekankan konsep karakteristik ekologis dibandingkan konsep taksonomis, atau dengan perkataan lain konsep ikan yang hidup di terumbu karang (*fishes on coral reefs*) lebih tepat, berkaitan dengan skala spasial maupun temporal.

### 8.3 Ruaya dan daur hidup ikan di terumbu karang

Ruaya fauna antar habitat (misalnya mangrove, padang lamun, dan terumbu karang) merupakan proses yang didasarkan pada ruaya periode singkat untuk mencari makan (*short-term feeding history*) atau ruaya yang merupakan bagian dari daur hidup (*life-history migration*) (Ogden dan Gladfelter 1983). Beberapa penelitian menunjukkan adanya variasi jarak dan durasi yang dibutuhkan beberapa jenis ikan dalam beruaya. Sebagai contoh, *Chromis viridis* membutuhkan jarak ruaya yang hanya beberapa meter (Lewis 1997), sedangkan jarak ruaya *Epinephelus striatus* bisa mencapai lebih dari 100 km (Bolden 2000). Demikian juga berkaitan dengan pemilihan waktu ruaya. Ada ruaya yang dapat berlangsung

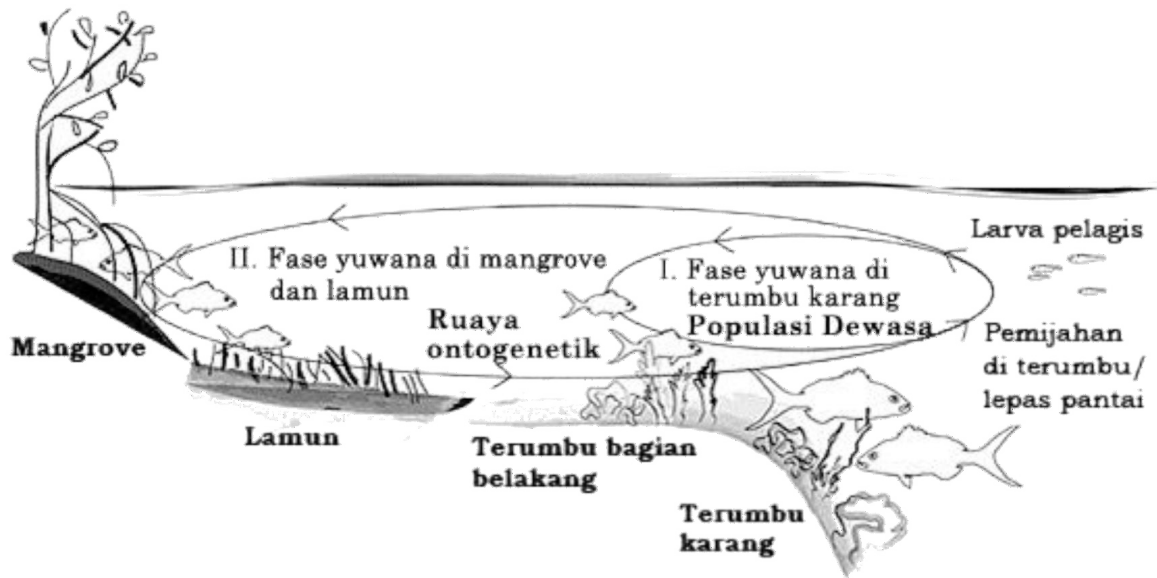


secara harian misalnya *Thalassoma bifasciatum* (Warner 1995), ruaya semi-lunar yang dilakukan oleh *Pseudobalistes flavimarginatus* (Gladstone 1994), dan ruaya lunar oleh *Epinephelus fuscoguttatus* (Robinson *et al.* 2008). Beberapa spesies ikan bahkan melakukan ruaya sepanjang tahun seperti *Acanthurus triostegus* (Craig 1998) atau beruaya dalam musim-musim tertentu seperti *Epinephelus striatus* (Colin 1992).

Ikan yang hidup di terumbu karang, umumnya melakukan ruaya sebagai bagian dari daur hidup, yaitu ruaya yang berkaitan dengan reproduksi ke arah laut di tubir karang bagian luar (Johannes 1978, Claro dan Lindeman 2003). Daur hidup kelompok ikan ini terutama terdiri atas dua fase (*bipartite life histories*), yaitu fase pelagis dan fase bentik (Colin 2012)(Gambar 8-2).

Telur dan larva yang dihasilkan berada dalam fase pelagis sekitar 20–30 hari (Hourigan dan Reese 1987), bahkan dalam periode yang lebih lama (121 hari (Victor 1986), dan selanjutnya dengan dipengaruhi oleh kombinasi arus laut dan tingkah laku mendorong larva menuju perairan dangkal (Leis 2006) dan menetap (*settlement*) serta berkembang menjadi yuwana yang bentik. Walaupun ada juga ikan di terumbu karang yang tidak memiliki fase telur-larva yang pelagis, contohnya *Pterapogon kaudarni*, dengan tahapan telur dan larva berada dalam rongga mulut induk jantan sampai sekitar 30 hari dan keluar dalam bentuk yuwana yang bentik (Vagelli 1999). Pada periode tertentu, yuwana ini berpindah ke habitat terumbu karang, melalui suatu proses ruaya ontogenetik, untuk menggantikan populasi ikan dewasa (rekrutmen). Ruaya ke habitat terumbu karang mungkin didorong oleh pertumbuhan yang merangsang perpindahan ontogenetik dalam komposisi makanan, kebutuhan tempat hidup, dan munculnya perilaku reproduksi (Kramer dan Chapman 1999, Cocheret de la Moriniere *et al.* 2003).



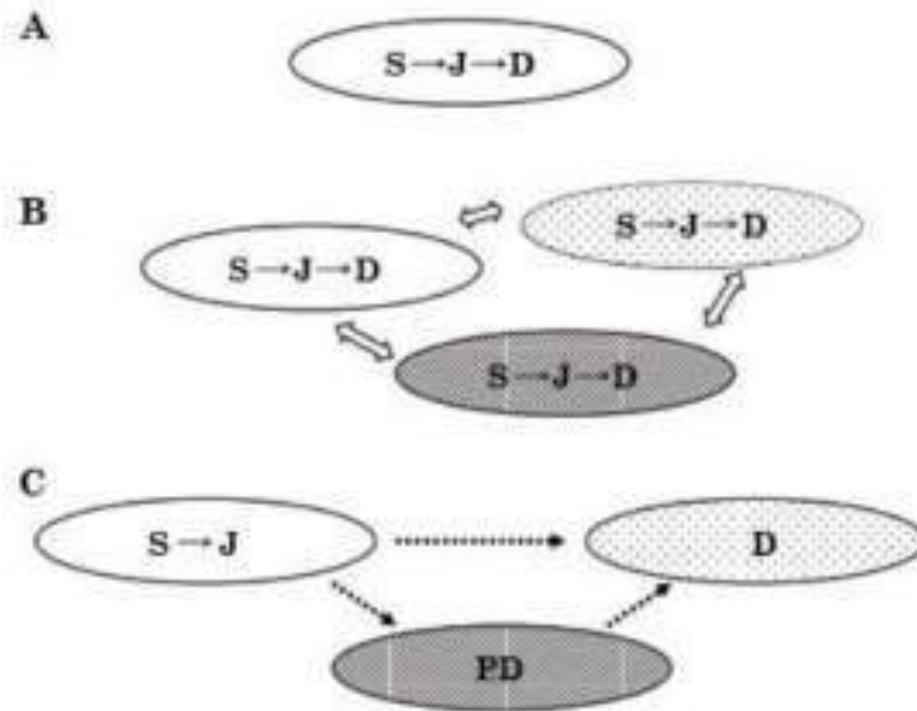


Gambar 8-2 Dua strategi daur hidup ikan yang hidup di terumbu karang dan memijah di lepas pantai: (I) Tahap yuwana dan menetap di terumbu karang atau di daerah terumbu bagian belakang, dan (II) tahap menetap dan/atau yuwana di mangrove dan lamun (dimodifikasi dari Verweij 2007)

Ada tiga kelompok strategi daur hidup ikan berdasarkan pola habitat yang digunakannya selama fase bentik (Adams *et al.* 2006), yaitu:

- (i) seluruh fase bentik menggunakan habitat yang sama dengan skala perpindahan ontogenetik yang kecil (spesialisasi habitat)(Gambar 8-3A),
- (ii) memanfaatkan berbagai habitat (generalisasi habitat)(Gambar 8-3B), dan
- (iii) menunjukkan habitat, komposisi makanan, dan perpindahan tingkah laku yang kompleks selama transisi dari fase menetap sampai fase akhir yuwana (perpindahan ontogenetik/*ontogenetic shifter*)(Gambar 8-3C).





Gambar 8-3 Strategi pemanfaatan habitat selama periode benthik dalam daur hidup: A. spesialisasi habitat, B. generalisasi habitat, dan C. perpindahan ontogenetik (Adams *et al.* 2006). Notasi S: *settlement*, J: yuwana, PD: pradewasa, D: dewasa, bentuk oval dengan arsiran berbeda mewakili tipe habitat yang berbeda, tanda anak panah yang utuh menunjukkan perpindahan non-ontogenetik, dan tanda anak panah yang terputus-putus menunjukkan ruaya ontogenetik di antara habitat

Kelompok yang termasuk spesialisasi habitat cenderung menetap, menjadi dewasa, dan bereproduksi pada satu lokasi, misalnya anggota famili Pomacentridae yaitu *Pomacentrus wardi* yang bersifat teritorial (Sale 1976, Doherty 1982); serta dua anggota famili Labridae, *Labroides dimidiatus* (Green 1996, Fulton *et al.* 2001), dan *Diproctacanthus xanthurus* (Cole 2010) yang hidup di terumbu karang. Pada kelompok generalisasi habitat, misalnya, *Halichoeres bivittatus* dari famili Labridae, perpindahan habitat dapat terjadi, namun tidak mengikuti pola yang jelas dan skalanya relatif lebih kecil dibandingkan strategi yang ketiga (Sponaugle dan Cowen 1997). Pada kelompok strategi yang ketiga, larva cenderung menetap pada habitat yang berbeda dengan habitat individu dewasa, walaupun ada juga yang menggunakan habitat-antara selama periode transisi ini. Banyak kelompok



ikan yang termasuk dalam tipe strategi ini menggunakan sistem di bagian belakang terumbu sebagai habitat bagi yuwana, antara lain *Epinephelus striatus*, *E. coioides*, *E. malabaricus*, *Plectropomus leopardus* Serranidae (Eggleston 1995, Sheaves 1995, St. John 1999), *Haemulon flavolineatum* Haemulidae (Shulman dan Ogden 1987), *Lutjanus fulvus* Lutjanidae (Nakamura *et al.* 2008), dan *Cheilinus undulatus* Labridae (Dorenbosch *et al.* 2006).

Habitat perairan dangkal tropis seperti mangrove dan padang lamun merupakan lokasi larva pelagis beberapa spesies menetap (Pollux *et al.* 2007). Perairan ini juga secara luas diakui sebagai habitat yuwana yang penting bagi berbagai spesies ikan terumbu karang, yang sebagian besar bernilai komersial dalam perikanan (Chong *et al.* 1990, Beck *et al.* 2003, Bloomfield dan Gillanders 2005, Lugendo *et al.* 2007). Habitat ini disebut sebagai tempat pembesaran (*nurseries*) karena kepadatan yuwana yang tinggi (Parrish 1989, Dorenbosch *et al.* 2005, Adams *et al.* 2006). Habitat perairan dangkal yang bervegetasi mungkin menarik bagi ikan yuwana karena perairan ini memiliki kompleksitas habitat yang tinggi (Orth *et al.* 1984, Nagelkerken dan Faunce 2008) dan jarang dikunjungi oleh pemangsa (Blaber 1980, Paterson dan Whitfield 2000). Kompleksitas strukturalnya memberikan perlindungan terhadap pemangsaan (Grol *et al.* 2011) dan memiliki kelimpahan makanan yang tinggi (Robertson dan Blaber 1992, Verweij *et al.* 2006a, Grol *et al.* 2008). Keuntungan habitat di perairan pantai bagi yuwana adalah tingkat kekeruhan perairan yang relatif tinggi dibandingkan dengan perairan lepas pantai sehingga mengurangi efektivitas visual pemangsa (Cyrus dan Blaber 1987).

## 8.4 Perpindahan habitat ontogenetik ikan

Daur hidup organisme yang mencakup beberapa tahapan hidup dan mendiami habitat yang berbeda telah dikenal secara luas. Beberapa taksa, termasuk ikan yang hidup di terumbu karang, berpindah habitat yang berbeda seiring dengan perkembangan ontogenetik (Helfman *et al.* 1982, Kaufman *et al.* 1992, Cocheret de la Moriniere *et al.* 2003, Verweij *et al.* 2006a, b, Pollux *et al.* 2007, Appeldoorn *et al.* 2009, Moura *et al.* 2011, Grol *et al.* 2014). Strategi pemanfaatan habitat yang berbeda seiring dengan perkembangan ontogenetik diasumsikan dapat memberikan keuntungan yang berbeda bagi individu pada setiap tahap kehidupan, sehingga dapat memaksimalkan kebugaran (*fitness*) secara



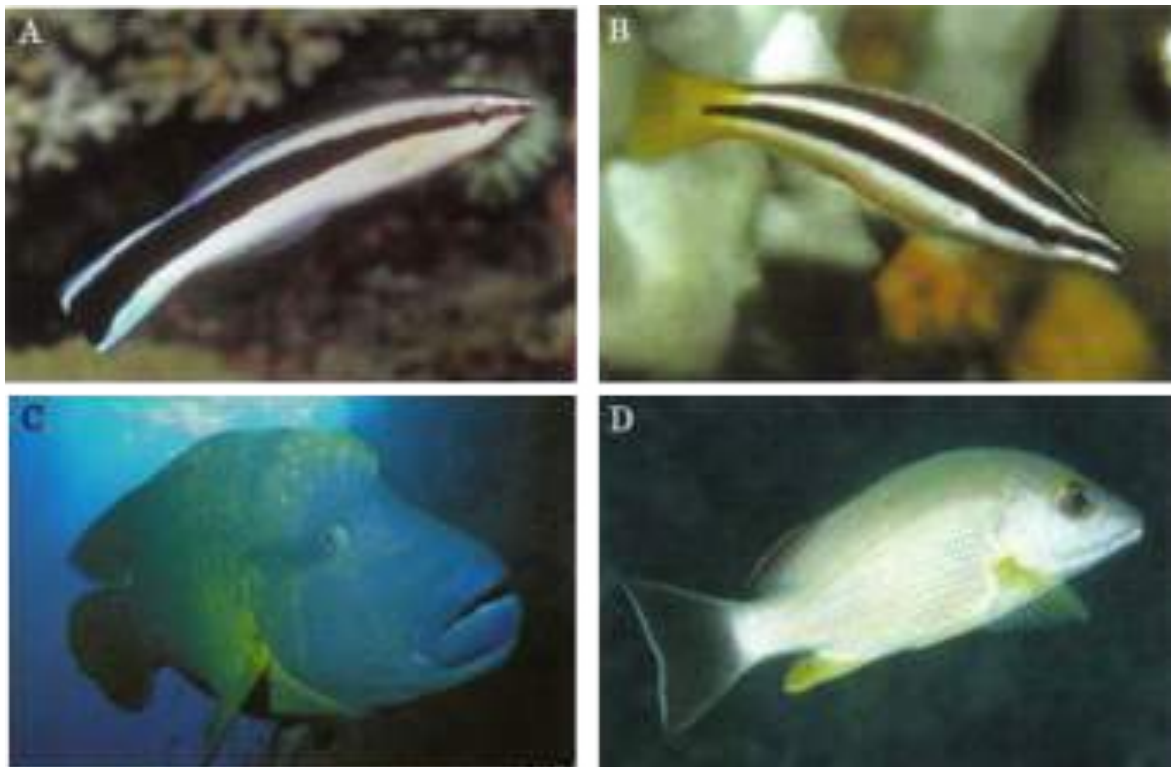
kumulatif (Stephens dan Krebs 1986, Sutherland 1996). Variasi ukuran tubuh sangat terkait dengan perpindahan dalam penghunian habitat dan dapat terjadi berkaitan dengan perubahan kebutuhan akan sumber daya (Werner dan Gilliam 1984, Cocheret de la Moriniere *et al.* 2003), meminimalkan risiko pemangsaan (Shulman 1985, Laegdsgaard dan Johnson 2001), atau melangsungkan reproduksi pada habitat yang optimal untuk kelangsungan hidup dan persebaran larva (Johannes 1978, Nemeth 2009). Namun perpindahan dari satu habitat ke habitat lain membutuhkan energi yang besar dan berbahaya, dan kondisi ini menunjukkan bahwa terjadi penyeimbang (*trade off*) secara spasial di antara energi dan risiko pemangsaan pada kebanyakan hewan (Kaufman *et al.* 1992, Zollner dan Lima 2005).

Pada kebanyakan ikan yang hidup di terumbu karang, perpindahan ontogenetik dalam daur hidup terutama berkaitan dengan perpindahan habitat dan/atau peralihan jenis makanan yang dimanfaatkannya. Perpindahan habitat *L. fulvus* (Nakamura *et al.* 2008) dan *C. undulatus* (Dorenbosch *et al.* 2006) berkaitan dengan upaya menghindari pemangsa dan sediaan makanan pada tahap yuwana. Berkaitan dengan peralihan komposisi makanan secara ontogenetik yang paling umum terjadi, seperti yang diuraikan dalam tulisan ini (*L. dimidiatus* dan *D. xanthurus*), melibatkan peralihan secara bertahap dalam ukuran dan komposisi mangsanya (Grutter 2000, Cole 2010). Peralihan jenis makanan ini biasanya ditunjukkan oleh perkembangan ciri morfologi yang membatasi ukuran mangsa yang potensial (Mummert dan Drenner 1986). Selain itu, peralihan ini berkaitan dengan perubahan pada ukuran bukaan mulut (Schael *et al.* 1991, Peterson dan McIntyre 1998), kekuatan penghancur rahang (Wainwright 1988), ketajaman visual (Breck dan Gitter 1983), dan kecepatan renang (Leis *et al.* 2009) yang semuanya memberikan kontribusi terhadap perubahan kemampuan mencari makan dan memungkinkan akses ke mangsa yang lebih menguntungkan sebagai sumber makanan.

Perpindahan habitat ontogenetik ikan yang hidup di terumbu karang dapat terjadi dalam skala mesohabitat (intrahabitat) di area terumbu karang, maupun dalam skala makrohabitat (antar habitat) yakni antara terumbu karang dan habitat pesisir lainnya (mangrove dan lamun). Beberapa kasus perpindahan habitat seiring dengan pertumbuhan (ontogenetik) yang diungkapkan dalam tulisan ini berkaitan bukan hanya dengan tipe habitat, tetapi juga berkaitan dengan



komposisi makanan dan tingkah laku mencari makan. Contoh ikan yang diulas dalam sub bab ini meliputi jenis yang ditemukan di perairan terumbu karang di Indonesia (lihat Allen dan Adrim 2003), dan/atau memiliki status konservasi yang *least concern* (IUCN 2017), yaitu, *Labroides dimidiatus*, *Diproctacanthus xanthurus*, *Cheilinus undulatus* (Labridae), dan *Lutjanus fulvus* (Lutjanidae) (Gambar 8-4).



Gambar 8-4 Beberapa ikan yang hidup di terumbu karang dan berpindah habitat seiring dengan pertumbuhannya dalam skala meso- dan makrohabitat. (A) *Labroides dimidiatus*, (B) *Diproctacanthus xanthurus*, (C) *Cheilinus undulatus*, (D) *Lutjanus fulvus* (Allen et al. 2003)



## 8.5 Perpindahan skala mesohabitat

### *Labroides dimidiatus*

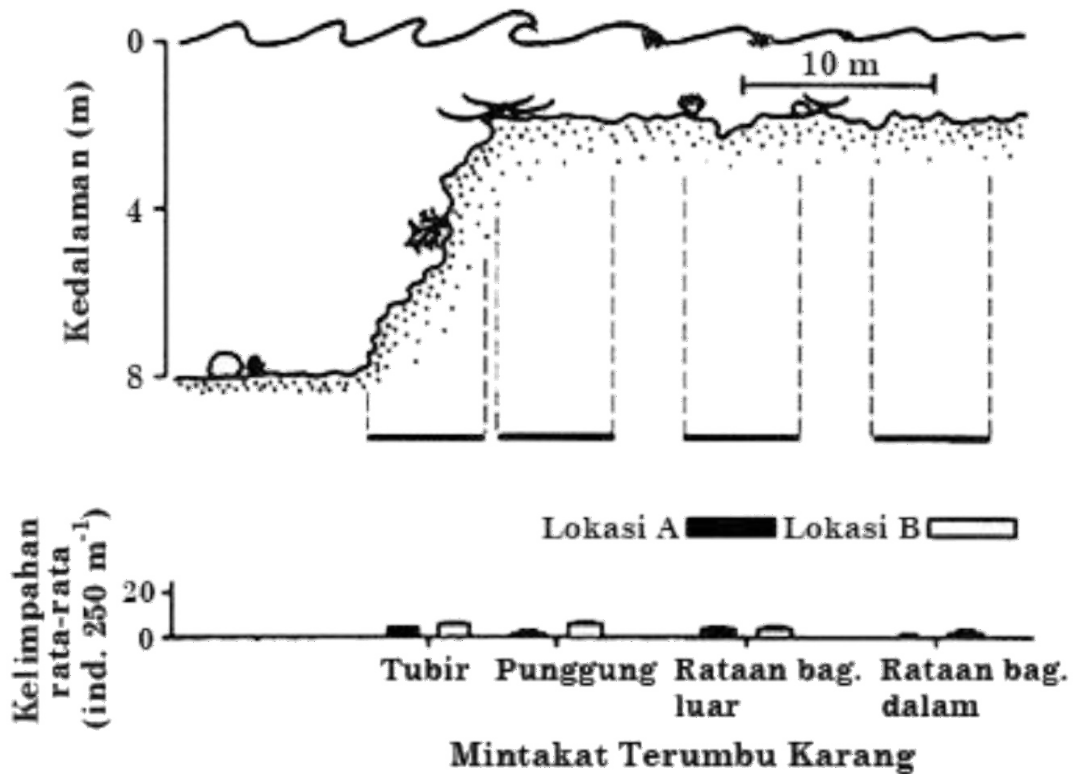
*Labroides dimidiatus* (ikan pembersih) adalah anggota famili Labridae yang memiliki persebaran yang luas di perairan Pasifik bagian barat dan Samudra Hindia (Randall 1958), termasuk di perairan Indonesia. Persebarannya di Indonesia antara lain di perairan Ujong Pancu, Aceh Besar (Rudi 2013); Kepulauan Natuna dan Anambas (Adrim *et al.* 2004); Pulau Pari, Teluk Jakarta (Wibowo *et al.* 2016); Manado Tua (Setiawan *et al.* 2013); Pulau Makian, Maluku Utara (Najamuddin *et al.* 2012); dan Waigeo Selatan, Raja Ampat (Bartholomeus *et al.* 2013).

Seluruh daur hidup ikan ini berlangsung di terumbu karang, termasuk aktivitas pemijahan (Claydon *et al.* 2014). Ikan memijah secara berpasangan yang terpisah di perairan terumbu yang lebih dalam di Teluk Kimbe, New Britain, Papua New Guinea (Claydon *et al.* 2014). Ikan ini termasuk kelompok pemijah pelagis (Randall 1958, Grutter 1999, Claydon *et al.* 2014) dengan waktu pemijahan berlangsung di antara siang dan sore hari (Sakai dan Kohda 2001, Claydon *et al.* 2014). Larva yang dihasilkan bersifat planktonis dengan durasi berkisar antara 18 dan 24 hari (Victor 1986).

Hasil penelitian Green (1996) dan Fulton *et al.* (2001) di Pulau Lizard Australia menunjukkan adanya karakteristik persebaran dan kelimpahan individu *L. dimidiatus* pada beberapa tipe habitat di terumbu karang yaitu, tubir (*slope*), punggung terumbu (*crest*), rataan terumbu bagian luar (*outer flat*), rataan terumbu bagian dalam (*inner flat*) (Gambar 8-5); serta dasar terumbu (*reef base*) dan rataan pasir (*sand flat*) di bagian yang lebih dalam (Gambar 8-6). Pemanfaatan tipe habitat ini diduga berkaitan dengan kemampuan renang ikan ini (Fulton *et al.* 2001).



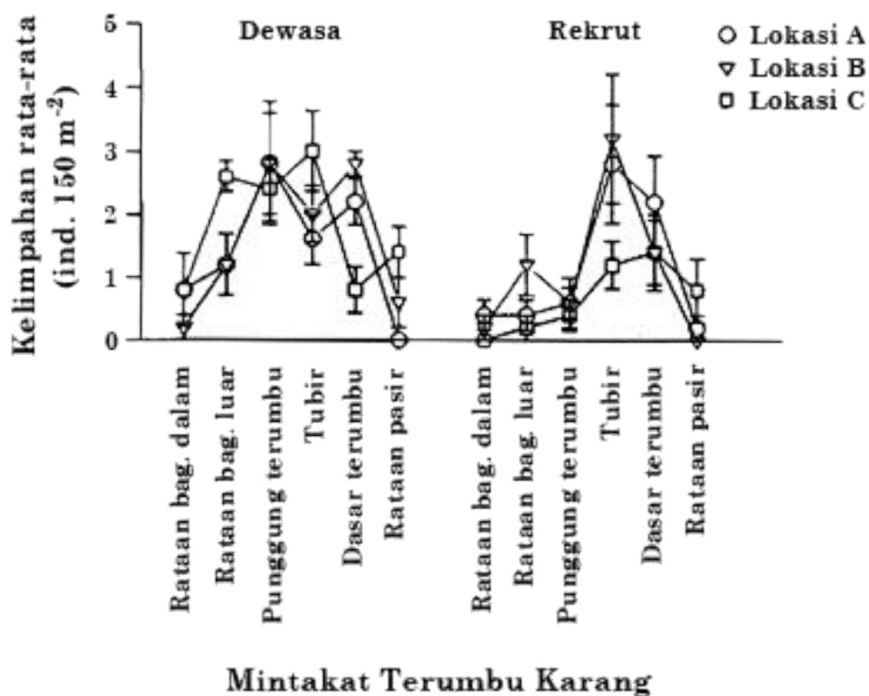




Gambar 8-5 Persebaran dan kelimpahan *L. dimidiatus* di antara habitat pada dua lokasi (A dan B) Pulau Lizard, Australia (Fulton *et al.* 2001)

Selain berkaitan dengan morfologi, pemanfaatan tipe habitat juga berkaitan dengan proses ontogenetik. Hasil penelitian Green (1996) menunjukkan adanya perpindahan dalam pemanfaatan mesohabitat secara ontogenetik oleh *L. dimidiatus*. Yuwana lebih sering ditemukan pada lereng terumbu (*reef slope*) (Potts 1973, Green 1996), sedangkan individu dewasa melimpah pada perairan yang lebih dangkal di ratahan terumbu bagian luar (*outer reef flat*), punggung terumbu (*reef crest*), lereng terumbu (*reef slope*), dan dasar terumbu (*reef base*) (Gambar 8-6). Mikrohabitat yuwana juga berbeda dari individu dewasa, terutama ditemukan pada celah-celah (*crevices*) yang terlindung (Potts 1973). Variasi habitat ini mungkin berkaitan dengan perbedaan pada ikan klien yang mereka layani, karena komunitas ikan karang juga sangat bervariasi berdasarkan habitat (Williams 1982, Russ 1984, Sale *et al.* 1984).





Gambar 8-6 Kelimpahan rata-rata individu dewasa dan rekrut dari *L. dimidiatus* di antara habitat pada tiga lokasi (A, B, dan C) Pulau Lizard, Australia (Green 1996)

*Labroides dimidiatus* memiliki mode mencari makan yang melibatkan pengambilan parasit dari ikan yang kooperatif (klien) (Randall 1958, Grutter 2000). Gambar 8-7 memperlihatkan ikan sedang membersihkan ikan klien. Individu yuwana ikan ini mulai memangsa parasit yang terdapat pada ikan klien segera setelah menetap di terumbu karang (Randall 1958, Potts 1973) dan terus melakukannya sepanjang hidupnya. Yuwana *L. dimidiatus* terutama membersihkan populasi ikan penghuni tetap berukuran kecil yang hidup pada habitat yang sama dan jarang memakan parasit pada jenis ikan yang melakukan ruaya (Potts 1973).

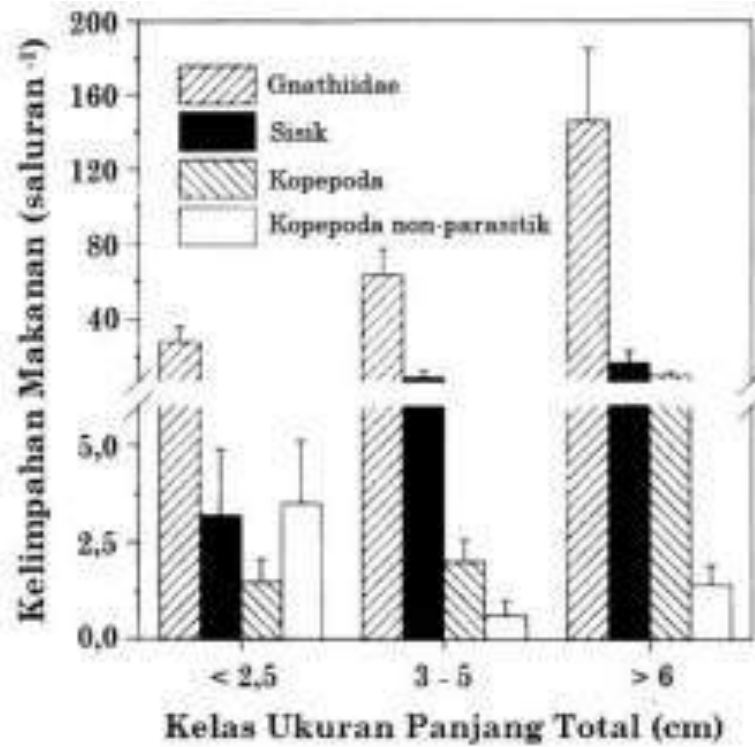




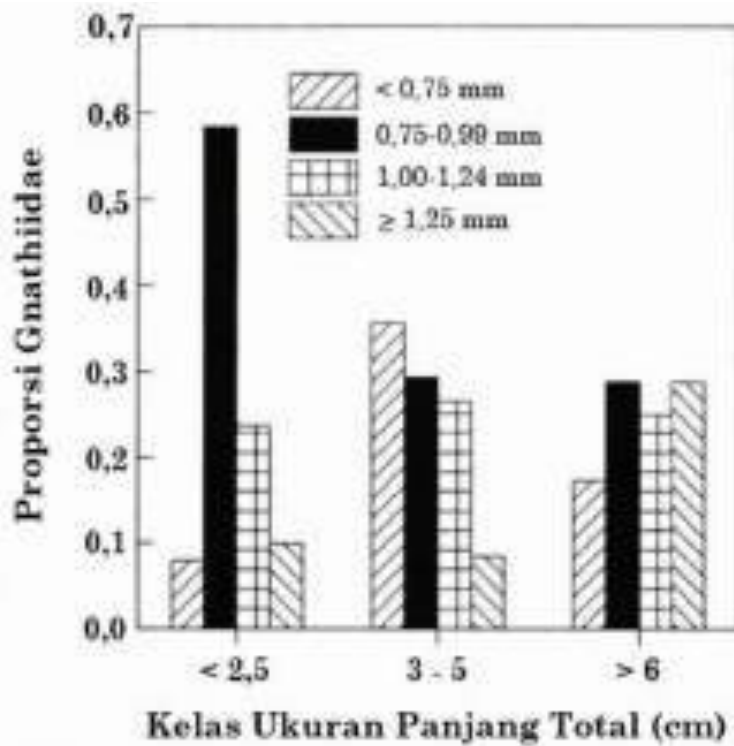
Gambar 8-7 Ikan pembersih, *Lambroides dimidiatus*, sedang membersihkan klien *Zebrasoma veliferum* (Grutter 2010)

Randall (1958) mengemukakan bahwa *Labroides* umumnya membersihkan ikan klien yang berukuran lebih besar daripada dirinya, tetapi individu yuwana mengarah terutama pada ikan klien yang berukuran lebih kecil. Individu dewasa memakan sejumlah besar parasit (2000 hari<sup>-1</sup>) dan secara selektif memakan Gnathiidae (Gambar 8-8) (Grutter 1997a, 2000) yang menempel pada sirip, insang, rongga *buccal*, dan rongga *pharyngeal* pada ikan klien (Grutter 1996, 2010, Coté 2000), terutama memilih individu yang berukuran lebih besar (Gambar 8-9) (Grutter 1997b, 2000). Hasil penelitian Grutter dan Poulin (1998) menunjukkan bahwa kelimpahan rata-rata yang lebih tinggi kelompok parasit ini pada ikan inang yang berukuran lebih besar (Gambar 8-10).



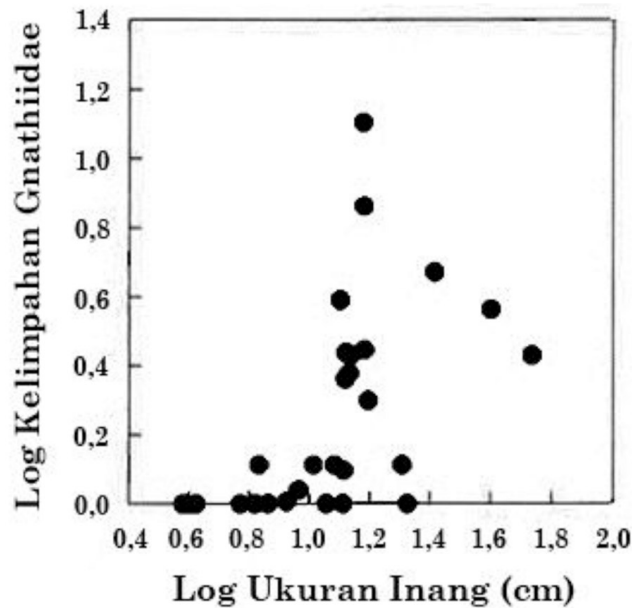


Gambar 8-8 Kelimpahan rata-rata makanan per saluran pencernaan ikan di antara kelas ukuran *L. dimidiatus* (Grutter 2000)



Gambar 8-9 Proporsi ukuran Gnathiidae pada semua kelas ukuran *L. dimidiatus* (Grutter 2000)

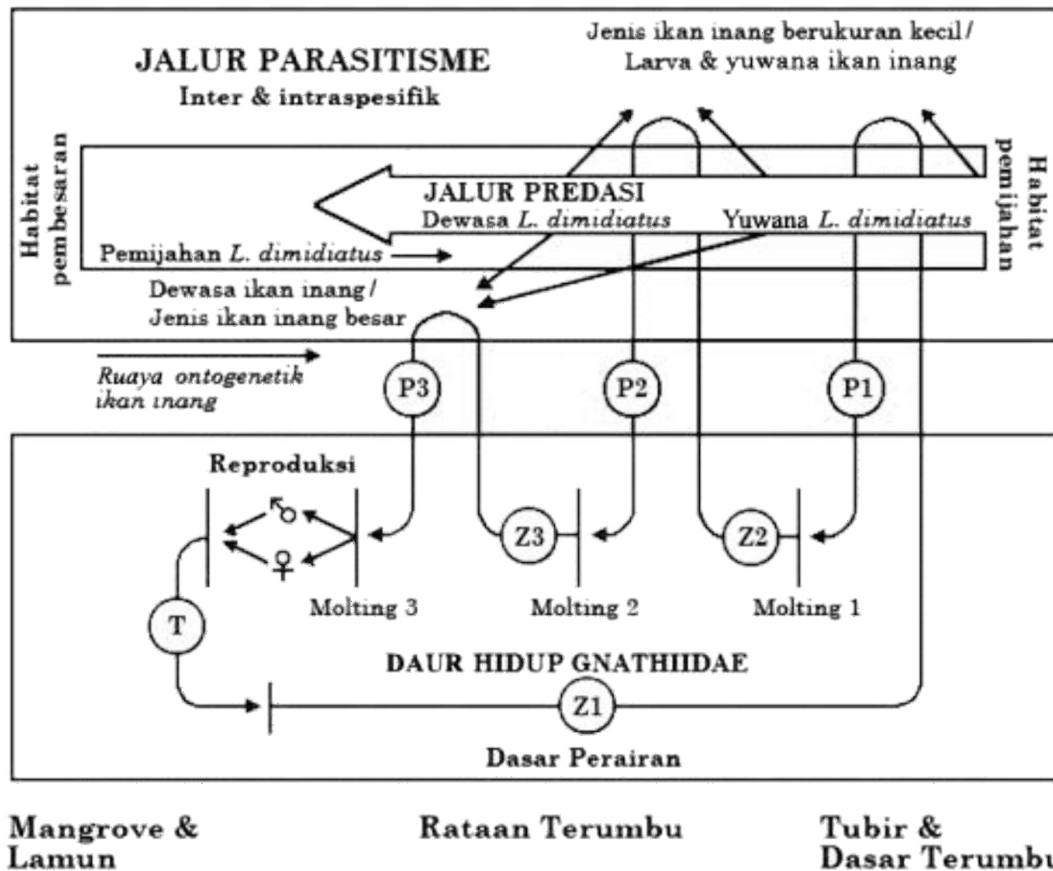




Gambar 8-10 Kelimpahan rata-rata Gnathiidae per jenis inang pada ikan yang hidup di terumbu karang (Grutter dan Poulin 1998)

Perpindahan habitat ontogenetik, perubahan proporsi komposisi makanan, dan perubahan ukuran makanan *L. dimidiatus* diduga berkaitan dengan perpindahan ontogenetik parasit Gnathiidae sebagai komponen utama makanan (yaitu substrat untuk reproduksi dan untuk pergantian kulit - *molting*) serta tahap perkembangan dan/atau ukuran ikan inangnya. Suatu pendekatan konsep hubungan mangsa dan pemangsa disajikan pada Gambar 8-11. Pendekatan ini berdasarkan informasi mengenai habitat pemijahan *L. dimidiatus* di perairan karang yang lebih dalam (Claydon *et al.* 2014), kelimpahan yang lebih tinggi individu yuwana ikan ini di perairan terumbu yang lebih dalam dan individu dewasa di perairan yang lebih dangkal (Green 1996), perbedaan ukuran ikan klien di antara yuwana dan dewasa ikan pembersih (Randall 1958, Potts 1973), proporsi Gnathiidae berukuran besar yang lebih banyak dimangsa oleh ikan pembersih yang berukuran besar (Grutter 1997b, 2000), berkaitan dengan daur hidup (Smit *et al.* 2003, Tanaka 2007, Ota *et al.* 2012) dan habitat reproduksi serta pergantian kulit Gnathiidae di sponge, lumpur, pasir, pecahan karang, alga koralin, kayu, teritip, tunikata, dan tabung cacing Serpulidae (Holdish dan Harrison 1980, Klitgaard 1991, Cohen dan Poore 1994, Smit *et al.* 1999, Tanaka dan Aoki 1999, Ota *et al.* 2008), kelimpahan kelompok parasit ini pada inang berukuran besar (Grutter 1997b, 2000, Grutter dan Poulin 1998, McKiernan *et al.* 2005), dan adanya perpindahan inang secara inter- dan intraspesifik (Grutter dan Poulin 1998, Grutter *et al.* 2008, Ota *et al.* 2012).





Gambar 8-11 Hubungan ontogenetik *L. dimidiatus* dan daur hidup Gnathiidae serta ikan inangnya (dimodifikasi dari Tanaka 2007)

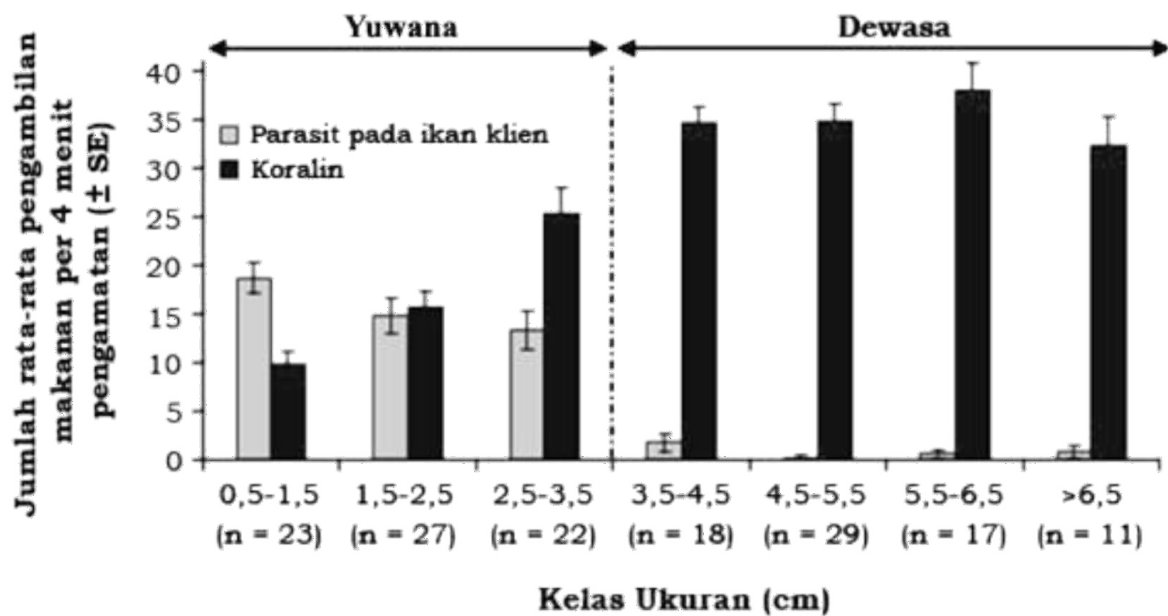
Keterangan: T = telur, Z = zuphea, P = praniza

### *Diproctacanthus xanthurus*

*Diproctacanthus xanthurus* memiliki daerah persebaran yang lebih kecil dibandingkan *L. dimidiatus*, yaitu Filipina, Palau, Indonesia, New Guinea, dan Australia (Westneat 2001). Keberadaan jenis ikan ini di perairan Indonesia telah dilaporkan di beberapa lokasi, di antaranya perairan sekitar Kep. Anambas dan Natuna (Adrim *et al.* 2004), Perairan Pulau Pari (Wibowo *et al.* 2016). Habitat ikan ini adalah daerah terumbu karang. Walaupun belum ada informasi mengenai tempat pemijahannya, namun diduga relatif sama dengan *L. dimidiatus*, yaitu di terumbu karang bagian luar. Durasi larva yang bersifat planktonis berlangsung selama 15–20 hari (Victor 1986) dan selanjutnya menetap di terumbu bagian dalam.



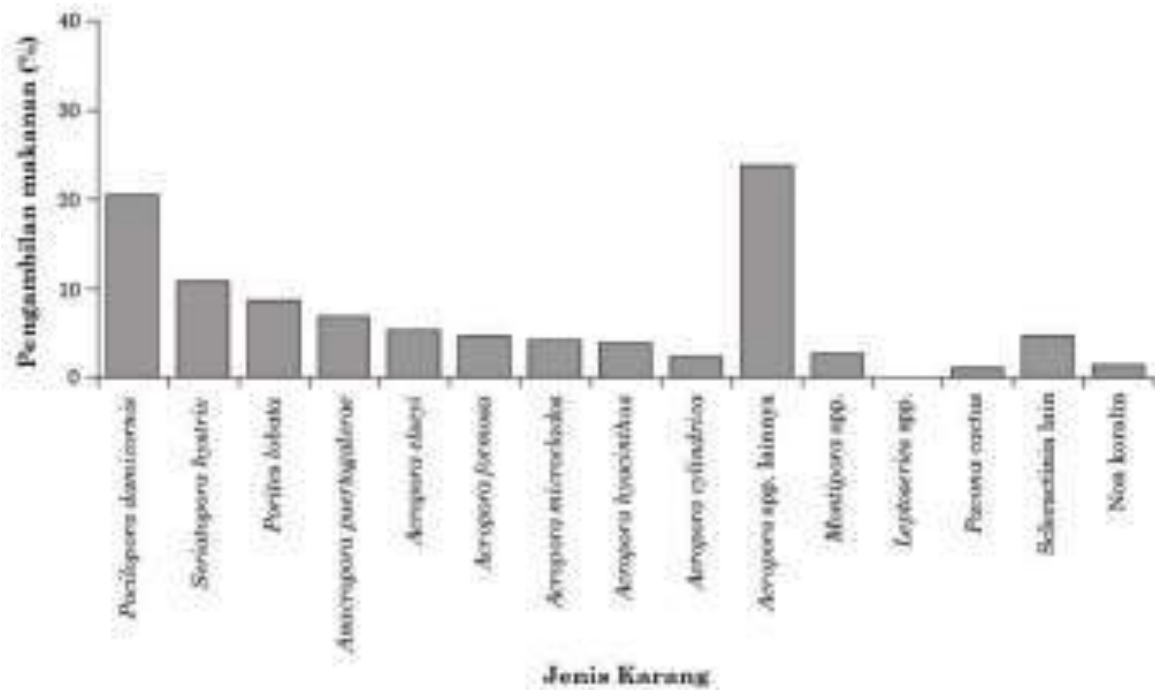
Kebanyakan ikan yang hidup di terumbu karang melakukan perpindahan ontogenetik yang berkaitan dengan pemanfaatan mangsa dan habitat (McCormick 1998, Wainwright dan Bellwood 2002), dan salah satunya adalah *D. xanthurus*. Berdasarkan hasil penelitian Cole (2010) di Teluk Kimbe (Papua New Guinea), ditemukan adanya peralihan ontogenetik dalam proporsi komposisi makanan ikan ini, yaitu dari pemakan parasit pada ikan klien menjadi pemakan koralin (koralivora atau pemakan polip karang) (Gambar 8-12). Sebagai pemakan koralin, jenis ikan ini memanfaatkan koralin yang berasal dari berbagai karang, terutama *Pocilloporadamicornis*, *Seriatopora hystrix*, dan berbagai *Acropora* (Gambar 8-13). Namun di antara berbagai jenis karang, jenis ikan ini cenderung memilih *Acroporaelseyi*, *A. palifera*, *A. microclados*, *S. hystrix*, dan *Pocillopora damicornis* (Gambar 8-14).



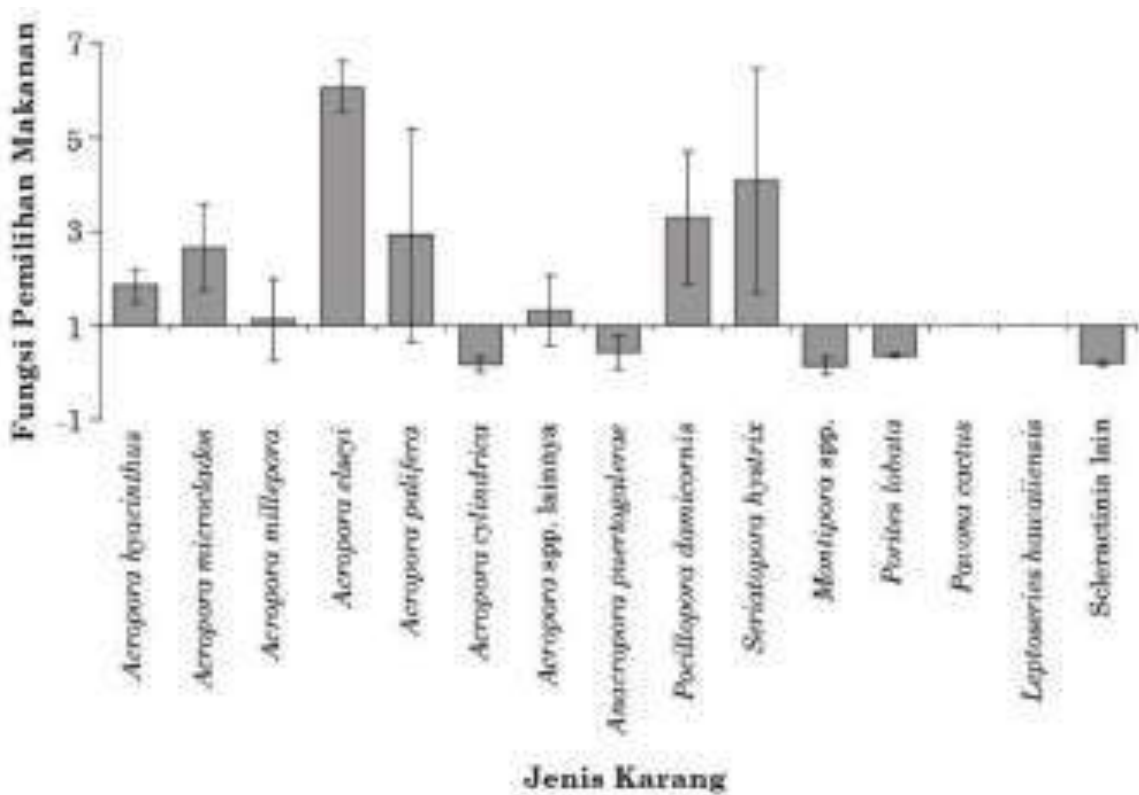
Gambar 8-12 Perpindahan ontogenetik tingkah laku mencari makan pada individu yuwana dan dewasa *D. xanthurus* (Cole 2010). Angka dalam tanda kurung adalah jumlah individu



## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan



Gambar 8-13 Persentase konsumsi karang dari *D. xanthurus* (Cole *et al.* 2010)



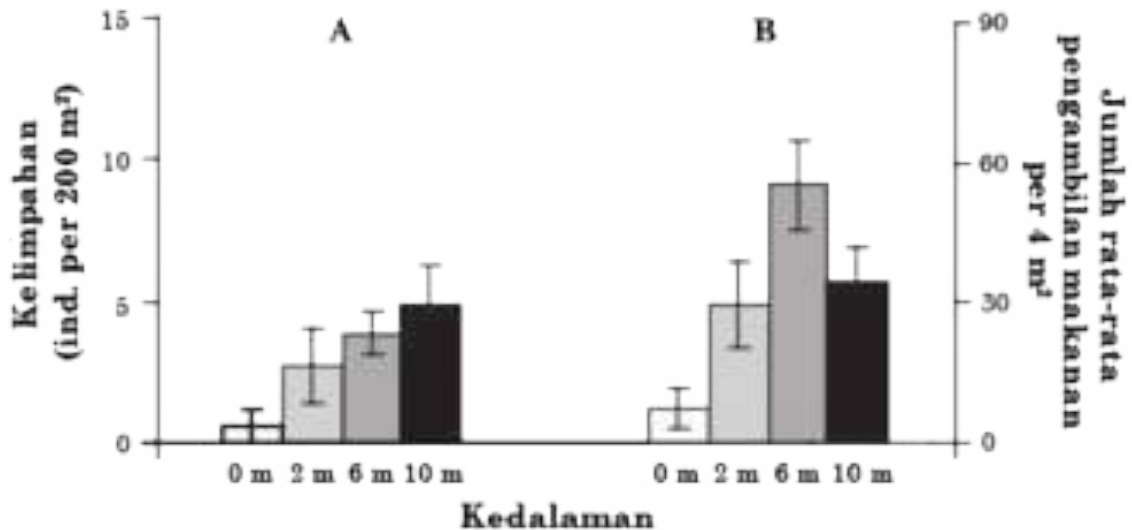
Gambar 8-14 Pemilihan makanan oleh *D. xanthurus* (Cole *et al.* 2010). Fungsi pemilihan  $>1$  menunjukkan bahwa karang ini dimanfaatkan lebih dari ketersediaannya (= dipilih), sedangkan fungsi pemilihan  $<1$  menunjukkan karang tersebut dihindari





Peralihan jenis makanan ini juga berimplikasi pada pemilihan habitat oleh ikan. *Diproctacanthus xanthurus* menunjukkan kecenderungan kelimpahan yang meningkat dengan bertambahnya kedalaman, dan kelimpahan paling tinggi ditemukan pada kedalaman 10 m, yaitu  $4,87 \pm 0,68$  individu per  $200 \text{ m}^2$  (Gambar 8-15A). Berkaitan dengan aktivitas pengambilan makanan, paling tinggi ditemukan pada kedalaman 6 m di bawah punggungan karang (*crest*), yaitu sebesar  $13,8 \pm 2,4$  pengambilan per  $4 \text{ m}^2$  per 15 menit (Gambar 8-15B). Kondisi ini berkaitan dengan kelimpahan jenis karang yang disukai, yaitu *P. damicornis* dan *Acropora* yang lebih tinggi pada kedalaman ini.

Keberadaan jenis ikan ini di terumbu karang memiliki arti penting. Hal ini berkaitan dengan target polip karang dan cara mencari makan dengan cara yang sama dengan mayoritas Chaetodontidae yang koralivora (Cole *et al.* 2010). Selain itu, keberadaan anggota famili Labridae dengan tipe pemakan koralivora adalah kelompok kedua terbesar setelah Chaetodontidae (Cole *et al.* 2008). Oleh karena itu, *D. xanthurus* dan anggota famili ini yang termasuk koralivora bisa menjadi alternatif jenis ikan indikator untuk kesehatan ekosistem terumbu karang.



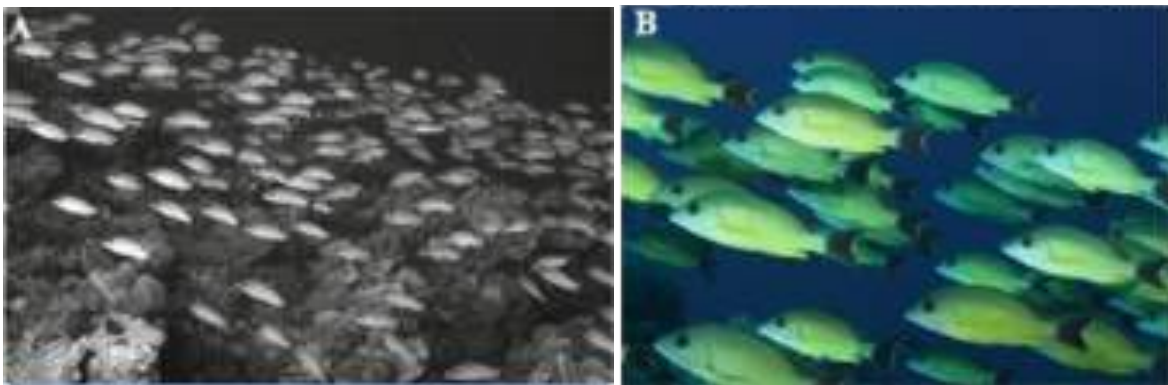
Gambar 8-15 Kelimpahan rata-rata individu (A) dan pengambilan makanan (B) *D. xanthurus* di terumbu karang Teluk Kimbe, Papua New Guinea (Cole *et al.* 2010)



## 8.6 Perpindahan skala makrohabitat

*Lutjanus fulvus* adalah salah satu jenis ikan yang hidup di terumbu karang Indo-Pasifik Barat (Anderson dan Allen 2001), termasuk pada beberapa lokasi di Indonesia, seperti, perairan Ujong Pancu, Aceh Besar (Rudi 2013), perairan Natuna (Adrim *et al.* 2004), dan Teluk Cenderawasih, Papua Barat (Bawole *et al.* 2014). Selain hidup di terumbu karang, ikan ini juga mendiami beberapa habitat perairan pesisir lain, di antaranya, laguna, mangrove, estuari (Shibuno *et al.* 2008, Nakamura *et al.* 2008), dan di hamparan lamun (Syahailatua dan Nuraini 2011, Satrioajie *et al.* 2012, Tebaiy *et al.* 2014).

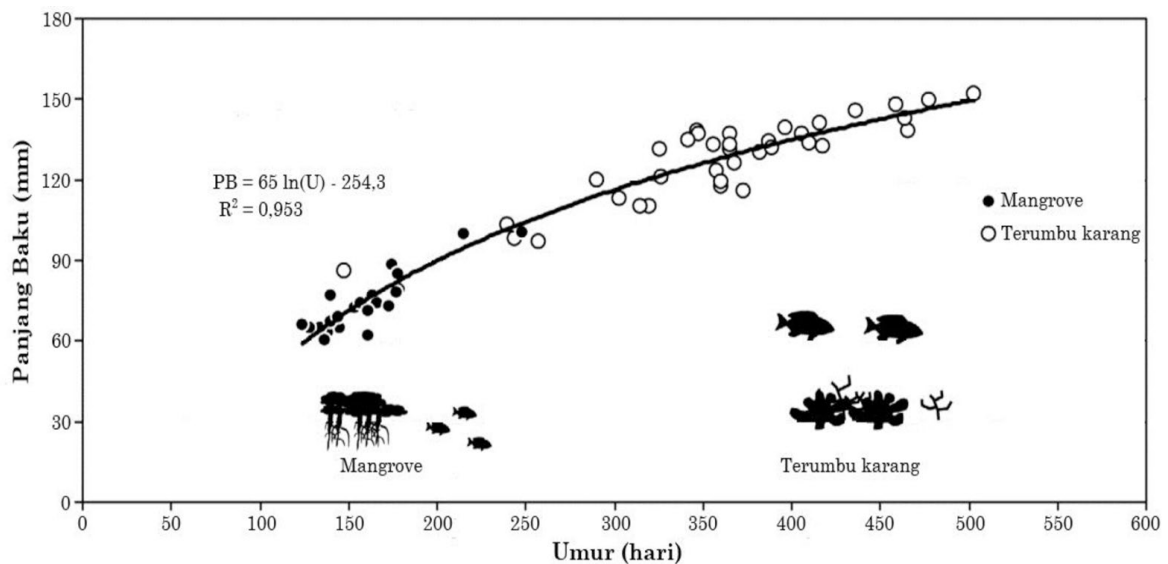
Pemijahan *L. fulvus* berlangsung pada sekitar periode bulan purnama (Sadovy de Mitcheson *et al.* 2012, Shimose dan Nanami 2014) antara Mei dan September (Shimose dan Nanami 2014), dan membentuk kumpulan besar seperti yang diamati pada kanal pasang surut yang dalam (*deep tidal channel*) di Palau (Gambar 8-16). Kumpulan pemijahan ini terdiri atas individu betina yang berukuran panjang baku 17–22 cm dan jantan berukuran panjang baku 17,5–21,5 cm. Ukuran yang relatif sama juga telah dilaporkan oleh Shimose dan Nanami (2014) yang menemukan bahwa ukuran panjang baku terkecil individu betina dan jantan yang matang secara seksual di Kepulauan Yaeyama, yaitu 225 dan 207 mm.



Gambar 8-16 Kumpulan pemijahan *L. fulvus* pada sisi saluran pasang surut yang dalam di Palau (A) dan sebagian kecil kumpulan pada sisi saluran karang penghalang di Palau (B) (Sadovy de Mitcheson *et al.* 2012)

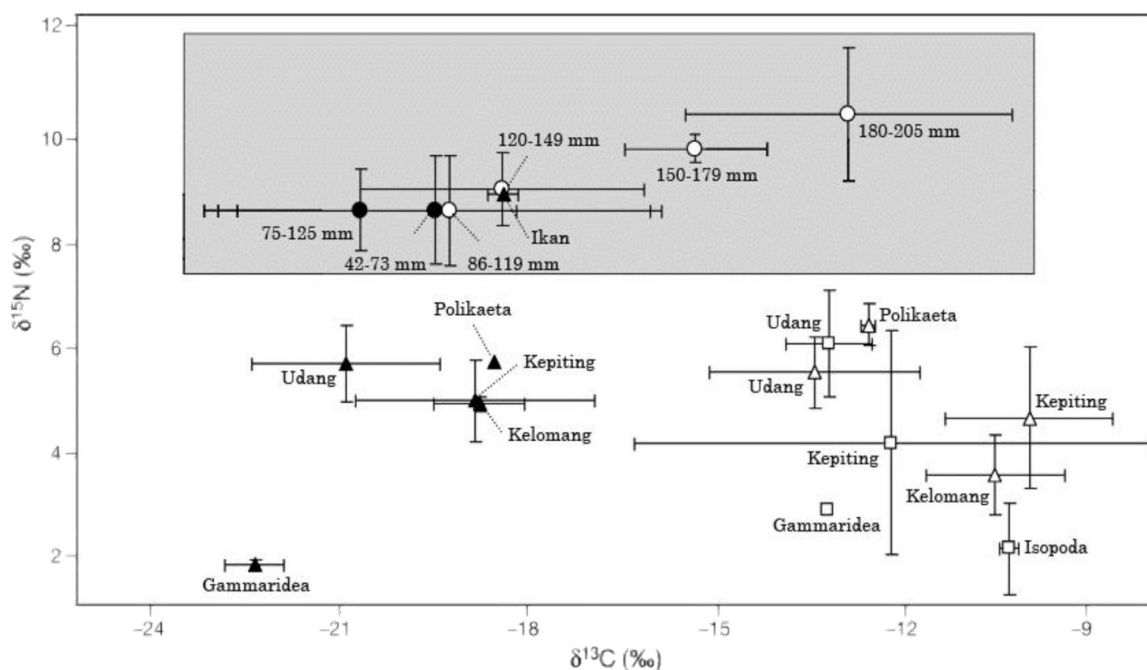


Umumnya pemijahan famili Lutjanidae berlangsung pada area pelagis dengan rata-rata periode larva di antara 20,4 dan 46,0 hari (Soeparno *et al.* 2012). Tahap selanjutnya larva menuju ke habitat pembesaran di bagian belakang terumbu (yaitu mangrove) (Nakamura *et al.* 2008). Pemilihan habitat ini berdasarkan keberadaan substrat spesifik dan/atau individu sejenis, dan tidak adanya pemangsa atau pesaing dalam makanan dan ruang (Doherty 2002, Leis dan McCormick 2002). Individu yuwana *L. fulvus* dengan ukuran panjang baku di antara 42–100 mm banyak ditemukan di habitat mangrove dan individu dewasa terutama di terumbu karang (Nakamura *et al.* 2008). Hal ini mengindikasikan bahwa mangrove berperan sebagai habitat pembesaran bagi ikan ini. Diperkirakan pemanfaatan habitat mangrove sebagai daerah pembesaran berlangsung selama 4–6 bulan (Gambar 8-17). Selanjutnya individu yuwana akan melakukan ruaya ontogenetik menuju ke habitat individu dewasa di terumbu karang. Bukti indikasi ruaya ontogenetik ikan ini telah ditunjukkan melalui ukuran tubuh yang berbeda dan/atau data isotop karbon ( $\delta^{13}\text{C}$ ) dari potensi makanannya yang khas di antara kedua tipe habitat ini (Gambar 8-18) (Nakamura *et al.* 2008, Shibuno *et al.* 2008). Dalam beruaya diduga ikan ini juga memanfaatkan hamparan lamun sebelum sampai pada habitat individu dewasa di terumbu karang.



Gambar 8-17 Hubungan di antara umur dan panjang baku *L. fulvus* di Pulau Ishigaki, Kepulauan Ryukyu (Nakamura *et al.* 2008)

## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan



Gambar 8-18 Indikasi perpindahan habitat otogenetik *L. fulvus* berdasarkan nilai isotop (Nakamura *et al.* 2008). Nilai rata-rata isotop ( $\pm$  SB) *L. fulvus* yang berasal dari mangrove (●) dan terumbu karang (○) serta makanan potensialnya yang dikumpulkan dari mangrove (▲), hampan lamun (□), dan terumbu karang (△)

Sebagai habitat pembesaran, mangrove menyediakan makanan bagi yuwana *L. fulvus* antara lain kepiting dan udang yang berasosiasi dengan habitat ini, yaitu *Metopograpsus thukuhar*, *Utica gracilipes* dan *Gaetice* spp, dan *Alpheus* spp, serta ikan berukuran kecil, termasuk *Lutjanus* sp. dan *Eviota* spp. (Nakamura *et al.* 2008). Penelitian sebelumnya (Sheridan 1997, Dittmann 2001) juga melaporkan bahwa habitat ini memberikan konstribusi kelimpahan yang besar avertebrata, sehingga tersedia sumber makanan yang melimpah untuk ikan-ikan yuwana. Selain itu, vegetasi mangrove yang dicirikan oleh struktur kompleks akar tunjang dan pneumatofora serta naungan kanopi merupakan kombinasi yang membentuk tempat perlindungan dari serangan pemangsa (Rönnbäck *et al.* 1999, Laegdsgaard dan Johnson 2001, Ellis dan Bell 2004, Cocheret de la Moriniere *et al.* 2003, MacDonald *et al.* 2008, Nagelkerken dan Faunce 2008, Nagelkerken *et al.* 2010, Nanjo *et al.* 2011 2014). Keberadaan ruang antarstruktur pada tingkat kompleksitas akar yang tinggi akan lebih sesuai bagi individu-individu yang berukuran lebih kecil untuk menghindari pemangsa (Tupper dan Boutilier 1997, Bartholomew 2002). Kondisi ini juga berkaitan dengan tingkat kekeruhan



perairan mangrove yang akan menurunkan visibilitas, sehingga menyulitkan pemangsa dalam mendeteksi dan menangkap mangsa berukuran kecil (Blaber dan Blaber 1980, Cyrus dan Blaber 1987).

## 8.7 Penutup

Berbagai hal yang telah dikemukakan menjadi gambaran kompleksitas pemahaman mengenai perpindahan habitat ontogenetik yang berhubungan dengan aspek fisik habitat dan biologis (misalnya, struktur habitat, komposisi dan ketersediaan makanan, pertumbuhan, predasi, kompetisi, serta reproduksi) yang dibutuhkan suatu dalam daur hidup ikan. Melalui pemahaman perpindahan habitat ontogenetik ini sebagai informasi dasar, upaya pengelolaan sumber daya ikan dapat dilakukan dalam kaitannya dengan pencegahan terhadap berbagai ancaman yang mengubah kondisi habitat dan hilangnya konektivitas antar habitat yang berperan penting dalam reproduksi dan pertumbuhan ikan.

## Senarai Pustaka

- Adams AJ, Dahlgren CP, Kellison GT, Kendall MS, Layman CA, Ley JA, Nagelkerken I, Serafy JE. 2006. Nursery function of tropical back-reef systems. *Marine Ecology Progress Series* 318: 287–301.
- Allen GR, Adrim M. 2003. Coral reef fishes of Indonesia. *Zoological Studies*, 42(1): 1–72.
- Allen GR, Steene R, Humann, DeLoach N. 2003. Reef Fish Identification: Tropical Pacific. New World Publications, Inc. Florida, USA. 457 p.
- Anderson WD, Allen GR. 2001. Lutjanidae (Snappers/jobfishes). In: Carpenter KE, Niem VH. (eds.). *FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes: The Living Marine Resources of the Western Central Pacific*. Roma: Food and Agriculture Organization of the United Nations. pp. 2840–2874.
- Anderson MJ, Millar RB. 2004. Spatial variation and effects of habitat on temperate reef fish assemblages in northeastern New Zealand. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 305: 191–221.
- Adrim M, Chen I-S, Chen Z-P, Lim KKP, Tan HH, Yusof Y, Jaafar Z. 2004. Marine fishes recorded from the Anambas and Natuna Islands, South China Sea. *The Raffles Bulletin of Zoology, Supplement* (11): 117–130.



- Appeldoorn RS, Aguilar-Perera A, Bouwmeester BLK, Dennis GD, Hill RL, Merten W, Recksiek CW, Williams SJ. 2009. Movement of fishes (Grunts: Haemulidae) across the coral reef seascape: a review of scales, patterns and processes. *Caribbean Journal of Science* 45(2–3): 304–316.
- Bartholomeus MLR, Runtuboi DYP, Tanjung RHR. 2013. Konservasi dan kondisi terumbu karang di Kampung Saporkren Distrik Waigeo Selatan, Kabupaten Raja Ampat, Papua Barat. *Jurnal Biologi Papua* 5(2): 68–76.
- Bartholomew A. 2002. Faunal colonization of artificial seagrass plots: the importance of surface area versus space size relative to body size. *Estuaries* 25(5): 1045–1052.
- Bawole R, Pattiasina TF, Kawulur EIJJ. 2014. Coral-fish association and its spatial distribution in Cenderawasih Bay National Park Papua, Indonesia. *AACL Bioflux* 7(4): 248–254.
- Beck MW, Heck Jr KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, Halpern BS, Hays CG, Hoshino K, Minello TJ, Orth RJ, Sheridan PF, Weinstein MP. 2003. The role of nearshore ecosystems as fish and shellfish nurseries. *Issues in Ecology* 11: 1–11.
- Bellwood DR. 1996. The Eocene fishes of Monte Bolca: the earliest coral reef fish assemblage. *Coral Reefs* 15(1): 11–19.
- Blaber SJM. 1980. Fish of the Trinity Inlet system of north Queensland with notes on the ecology of fish faunas of tropical Indo-Pacific estuaries. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 31(2): 137–146.
- Blaber SJM, Blaber TG. 1980. Factors affecting the distribution of juvenile estuarine and inshore fish. *Journal of Fish Biology* 17(2): 143–162.
- Bloomfield AL, Gillanders BM. 2005. Fish and invertebrate assemblages in seagrass, mangrove, saltmarsh, and nonvegetated habitats. *Estuaries* 28(1): 63–77.
- Bolden SK. 2000. Long distance movement of a nassau grouper (*Epinephelus striatus*) to a spawning aggregation in the central Bahamas. *Fisheries Bulletin* 98(3): 642–645.
- Bonin MC, Almany GR, Jones GP. 2011. Contrasting effects of habitat loss and fragmentation on coral-associated reef fishes. *Ecology* 92(7): 1503–1512.



- Breck JE, Gitter MJ. 1983. Effect of fish size on the reactive distance of bluegill (*Lepomis macrochirus*) sunfish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40(2): 162–167.
- Brodersen J, Nilsson PA, Hansson LA, Skov C, Brönmark C. 2008. Condition-dependent individual decision-making determines cyprinid partial migration. *Ecology* 89(5): 1195–1200.
- Byström P, Persson L, Wahlström E, Westman E. 2003. Size- and density-dependent habitat use in predators: consequences for habitat shifts in young fish. *Journal of Animal Ecology* 72(1): 156–168.
- Carpenter KE, Micalat RI, Albaladejo VD, Corpuz VT. 1981. The influence of substrate structure on the local abundance and diversity of Philippine reef fishes. *Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium*, Manila, Vol. 2. pp.497–502.
- Choat JH, Bellwood DR. 1991. Reef fishes: their history and evolution. In: Sale PF (ed) *The Ecology of Fishes on Coral Reefs*. Academic Press, New York, pp. 39–66.
- Chong VC, Sasekumar A, Leh MUC, D’Cruz R. 1990. The fish and prawn communities of a Malaysian coastal mangrove system, with comparisons to adjacent mudflats and inshore water. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 31(5): 703–722.
- Claro R, Lindeman KC. 2003. Spawning aggregation sites of snapper and grouper species (Lutjanidae and Serranidae) on the insular shelf of Cuba. *Gulf and Caribbean Research* 14 (2): 91–106.
- Claydon JAB, McCormick MI, Jones GP. 2014. Multispecies spawning sites for fishes on a low-latitude coral reef: spatial and temporal patterns. *Journal of Fish Biology* 84(4): 1136–1163.
- Cocheret de la Morinière E, Pollux BJA, Nagelkerken I, van der Velde G. 2003. Diet shifts of Caribbean grunts (Haemulidae) and snappers (Lutjanidae) and the relation with nursery-to-coral reef migrations. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57(5–6): 1079–1089.
- Cohen GF, Poore GCB. 1994. Phylogeny and biogeography of the Gnathiidae (Crustacea: Isopoda) with descriptions of new genera and species, most from south-eastern Australia. *Memoirs of Museum Victoria* 54(2): 271–397.



- Cole AJ, Pratchett MS, Jones GP. 2008. Diversity and functional importance of coral-feeding fishes on tropical coral reefs. *Fish and Fisheries* 9(3): 286–307.
- Cole AJ. 2010. Cleaning to corallivory: ontogenetic shifts in feeding ecology of tubelip wrasse. *Coral Reefs* 29(1): 125–129.
- Cole AJ, Pratchett MS, Jones GP. 2010. Corallivory in tubelip wrasses: diet, feeding and trophic importance. *Journal of Fish Biology* 76(4): 818–835.
- Colin PL. 1992. Reproduction of the Nassau grouper, *Epinephelus striatus* (Pisces: Serranidae) and its relationship to environmental conditions. *Environmental Biology of Fishes* 34(4): 357–377.
- Colin PL. 2012. *Aggregation spawning*: biological aspects of the early life history. In: Sadovy de Mitcheson Y, Colin PL. (eds.). *Reef Fish Spawning Aggregations: Biology, Research and Management*. Fish dan Fisheries Series 35. Springer Science, London. pp. 191–224.
- Coté IM. 2000. Evolution and ecology of cleaning symbioses in the sea. *Oceanography and Marine Biology* 38: 311–355.
- Craig PC. 1998. Temporal spawning patterns of several surgeonfishes and wrasses in American Samoa. *Pacific Science* 52(1): 35–39.
- Cyrus DP, Blaber SJM. 1987. The influence of turbidity on juvenile marine fish in the estuaries of Natal, South Africa. *Continental Shelf Research* 7(11–12): 1411–1416.
- Dittmann S. 2001. Abundance and distribution of small infauna in mangroves of Missionary Bay, North Queensland, Australia. *Revista de Biología Tropical* 49(2): 535–544.
- Doherty PJ. 1982. Some effects of density on the juveniles of two species of tropical, territorial damselfish. *Journal of Experimental Marine and Biology and Ecology* 65(3): 249–261.
- Doherty PJ. 2002. Variable replenishment and the dynamics of reef fish populations. In: Sale P. (ed.). *Coral Reef Fishes*. Academic Press, San Diego. pp. 327–355.





- Dorenbosch M, Grol MGG, Christianen MJA, Nagelkerken I, van der Velde G. 2005. Indo-Pacific seagrass beds and mangroves contribute to fish density and diversity on adjacent coral reefs. *Marine Ecology Progress Series* 302: 63–76.
- Dorenbosch M, Grol MGG, Nagelkerken I, van der Velde G. 2006. Seagrass beds and mangroves as potential nurseries for the threatened Indo-Pacific humphead wrasse, *Cheilinus undulatus* and Caribbean rainbow parrotfish, *Scarus guacamaia*. *Biological Conservation* 129(2): 277–282.
- Eggleston DB. 1995. Recruitment in nassau grouper *Epinephels striatus*: post-settlement abundance, microhabitat features, and ontogenetic habitat shifts. *Marine Ecology Progress Series* 124: 9–22.
- Eggleston DB, Grover JJ, Lipcius RN. 1998. Ontogenetic diet shifts in nassau grouper: trophic linkages and predatory impact. *Bulletin of Marine Science*, 63(1): 111–126.
- Ellis WL, Bell SS. 2004. Conditional use of mangrove habitats by fishes: depth as a cue to avoid predators. *Estuaries* 27(6): 966–976.
- English SE, Wilkinson C, Baker V. 1997. *Survey Manual for Tropical Marine Resources*. 2<sup>nd</sup> edition. Australian Institute of Marine Science, Townsville, Australia. 390 p.
- Friedlander AM, Parrish JD. 1998. Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 224(1): 1–30.
- Fryxell JM, Sinclair ARE. 1988. Causes and consequences of migration by large herbivores. *Trends in Ecology dan Evolution* 3(9): 237–241.
- Fulton CJ, Bellwood DR. 2002. Ontogenetic habitat use in labrid fishes: an ecomorphological perspective. *Marine Ecology Progress Series* 236: 255–262.
- Fulton CJ, Bellwood DR, Wainwright PC. 2001. The relationship between swimming ability and habitat use in wrasses (Labridae). *Marine Biology* 139(1): 25–33.



- Gladfelter WB, Ogden JC, Gladfelter EH. 1980. Similarity and diversity among coral reef fish communities: a comparison between tropical Western Atlantic (Virgin Islands) and tropical Central Pacific (Marshall Islands) patch reefs. *Ecology* 61(5): 1156–1168.
- Gladstone W. 1994. Lek-like spawning, parental care and mating periodicity of the triggerfish *Pseudobalistes flavimarginatus* (Balistidae). *Environmental Biology of Fishes* 39(3): 249–257.
- Green AI. 1996. Spatial, temporal and ontogenetic patterns of habitat use by coral reef fishes (Family Labridae). *Marine Ecology Progress Series* 133: 1–11.
- Grol MGG, Dorenbosch M, Kokkelmans EMG, Nagelkerken I. 2008. Mangroves and seagrass beds do not enhance growth of early juveniles of a coral reef fish. *Marine Ecology Progress Series* 366: 137–146.
- Grol MGG, Nagelkerken I, Rypel AL, Layman CA. 2011. Simple ecological trade-offs give rise to emergent cross-ecosystem distributions of a coral reef fish. *Oecologia* 165(1): 79–88.
- Grol MGG, Rypel AL, Nagelkerken I. 2014. Growth potential and predation risk drive ontogenetic shifts among nursery habitats in a coral reef fish. *Marine Ecology Progress Series* 502: 229–244.
- Grutter AS. 1996. Parasite removal rates by the cleaner wrasse *Labroides dimidiatus*. *Marine Ecology Progress Series* 130: 61–70.
- Grutter AS. 1997a. Spatiotemporal variation and feeding selectivity in the diet of the cleaner fish *Labroides dimidiatus*. *Copeia* 1997 (2): 346–355.
- Grutter AS. 1997b. Size-selective predation by the cleaner fish *Labroides dimidiatus*. *Journal of Fish Biology* 50(6): 1303–1308.
- Grutter AS, Poulin R. 1998. Intraspecific and interspecific relationships between host size and the abundance of parasitic larval gnathiid isopods on coral reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 164: 263–271.
- Grutter AS. 1999. Cleaner fish really do clean. *Nature* 398: 672–673.
- Grutter AS. 2000. Ontogenetic variation in the diet of the cleaner fish *Labroides dimidiatus* and its ecological consequences. *Marine Ecology Progress Series* 197: 241–246.



- Grutter AS, Pickering JL, McCallum H, McCormick MI. 2008. Impact of micropredatory gnathiid isopods on young coral reef fishes. *Coral Reefs* 27(3): 655.
- Grutter AS. 2010. Cleaner fish. *Current Biology* 20(13): R547–R549.
- Helfman GS, Meyer JL, McFarland WN. 1982. The ontogeny of twilight migration patterns in grunts (Pisces: Haemulidae). *Animal Behaviour*, 30(2): 317–326.
- Holdish DM, Harrison K. 1980. The crustacean isopod genus *Gnathia* Leach from Queensland waters with descriptions of nine new species. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 31(2): 215–240.
- Hourigan TF, Reese ES. 1987. Mid-ocean isolation and the evolution of Hawaiian reef fishes. *Trends in Ecology and Evolution* 2(7): 187–191.
- IUCN. 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-2. www.iucnredlist.org. Diunduh pada tanggal 18 November 2017.
- Johannes RE. 1978. Reproductive strategies of coastal marine fishes in the tropics. *Environmental Biology of Fishes* 3(1): 65–84.
- Jones GP. 1988. Ecology of rocky reef fish of north-eastern New Zealand: a review. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 22(3): 445–462.
- Kaufman L, Ebersole J, Beets J, McIvor CC. 1992. A key phase in the recruitment dynamics of coral reef fishes: post-settlement transition. *Environmental Biology of Fishes* 34(2): 109–118.
- Kimirei IA, Nagelkerken I, Griffioen B, Wagner C, Mgaya YD. 2011. Ontogenetic habitat use by mangrove/seagrass-associated coral reef fishes shows flexibility in time and space. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92(1): 47–58.
- Kimirei IA, Nagelkerken I, Trommelen M, Blankers P, van Hoytema N, Hoeijmakers D, Huijbers CM, Mgaya YD, Rypel AL. 2013. What drives ontogenetic niche shifts of fishes in coral reef ecosystems? *Ecosystems* 16(5): 783–796.
- Klitgaard AB. 1991. *Gnathia abyssorum* (g.o. sars, 1872) (Crustacea, Isopoda) associated with sponges. *Sarsia* 76(1–2): 33–39.



- Kramer DL, Chapman MR. 1999. Implications of fish home range size and relocation for marine reserve function. *Environmental Biology of Fishes* 55(1): 65–79.
- Laegdsgaard P, Johnson C. 2001. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 257(2): 229–253.
- Lecchini D, Poignonec D. 2009. Spatial variability of ontogenetic patterns in habitat associations by coral reef fishes (Moorea lagoon-French Polynesia). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82(3): 553–556.
- Leis JM, McCormick MI. 2002. The biology, behavior, and ecology of the pelagic, larval stage of coral reef fishes. In: Sale P. (ed.). *Coral Reef Fishes*. Academic Press, San Diego. pp. 171–199.
- Leis JM. 2006. Are larvae of demersal fishes plankton or nekton? In: Southward AJ, Sims DW (editor), *Advances in Marine Biology Vol. 51*. Elsevier Ltd. San Diego. pp. 57–141.
- Leis JM, Piola RF, Hay AC, Wen C, Kan K-P. 2009. Ontogeny of behaviour relevant to dispersal and connectivity in the larvae of two non-reef demersal, tropical fish species. *Marine and Freshwater Research* 60(3): 211–223.
- Lewis AR. 1997. Recruitment and post-recruit immigration affect the local population size of coral reef fishes. *Coral Reefs* 16(3): 139–149.
- Lubis MRK, Rahardjo S, Yulianto G. 2009. Analisis pengelolaan terumbu karang untuk pengembangan ekowisata bahari di Pulau Poncan Kota Sibolga, Sumatera Utara. *Jurnal Ilmu-ilmu Perairan dan Perikanan Indonesia* 16(2): 79–86.
- Luckhurst BE, Luckhurst K. 1978. Analysis of the influence of substrate variables on coral reef fish communities. *Marine Biology* 49(4): 317–323.
- Lugendo BR, Nagelkerken I, Jiddawi N, Mgaya YD, van der Velde G. 2007. Fish community composition of a tropical non-estuarine embayment in Zanzibar (Tanzania). *Fisheries Science* 73(6): 1213–1223.
- MacDonal JA, Glover T, Weis JS. 2008. The impact of mangrove prop-root epibionts on juvenile reef fishes: a field experiment using artificial roots and epifauna. *Estuaries and Coasts* 31(5): 981–993.



- McCormick MI. 1998. Ontogeny of diet shifts by a microcarnivorous fish, *Cheilodactylus spectabilis*: relationship between feeding mechanics, microhabitat selection and growth. *Marine Biology* 132(1): 9–20.
- McKiernan JP, Grutter AS, Davies AJ. 2005. Reproductive and feeding ecology of parasitic gnathiid isopods of epaulette sharks (*Hemiscyllium ocellatum*) with consideration of their role in the transmission of a haemogregarine. *International Journal for Parasitology* 35(1): 19–27.
- Mellin C, Kulbicki M, Ponton D. 2007. Seasonal and ontogenetic patterns of habitat use in coral reef fish yuwanaes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 75(4): 481–491.
- Messmer V, Jones GP, Munday PL, Holbrook SJ, Schmitt RJ, Brooks AJ. 2011. Habitat biodiversity as a determinant of fish community structure on coral reefs. *Ecology*, 92(12): 2285–2298.
- Moura RL, Francini-Filho RB, Chaves EM, Minte-Vera CV, Lindeman KC. 2011. Use of riverine through reef habitat systems by dog snapper (*Lutjanus jocu*) in eastern Brazil. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 95(1): 274–278.
- Mummert JR, Drenner RW. 1986. Effect of fish size on the filtering efficiency and selective particle ingestion of a filter-feeding clupeid. *Transactions of the American Fisheries Society* 115(4): 522–528.
- Nagelkerken I, Faunce CH. 2008. What makes mangroves attractive to fish? Use of artificial units to test the influence of water depth, cross-shelf location, and presence of root structure. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79(3): 559–565.
- Nagelkerken I, De Schryver AM, Vermeij MC, Dahdouh-Guebas F, van der Velde G, Koedam N. 2010. Differences in root architecture influence attraction of fishes to mangroves: a field experiment mimicking roots of different length, orientation, and complexity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 396(1): 27–34.
- Najamuddin, Ishak S, Ahmad A. 2012. Keragaman ikan karang di perairan Pulau Makian Provinsi Maluku Utara. *Depik* 1(2): 114–120.



- Nakamura Y, Horinouchi M, Shibuno T, Tanaka Y, Miyajima T, Koike I, Kurokura H, Sano M. 2008. Evidence of ontogenetic migration from mangroves to coral reefs by black-tail snapper *Lutjanus fulvus*: stable isotope approach. *Marine Ecology Progress Series* 355: 257–266.
- Nanjo K, Nakamura Y, Horinouchi M, Kohno H, Sano M. 2011. Predation risks for juvenile fishes in a mangrove estuary: a comparison of vegetated and unvegetated microhabitats by tethering experiments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 405(1–2): 53–58.
- Nemeth RS. 2009. Dynamics of reef fish and decapod crustacean spawning aggregations: underlying mechanisms, habitat linkages, and trophic interactions. In: Nagelkerken I (ed) *Ecological Connectivity among Tropical Coastal Ecosystems*. Springer Science dan Business Media, Dordrecht, p 73–134.
- Ogden JC, Gladfelter EH. (eds.). 1983. Coral reefs, seagrass beds, and mangroves: their interaction in the coastal zones of the Caribbean. *UNESCO Reports in Marine Science* 23. 133 p.
- Orth RJ, Heck KL, van Montfrans J. 1984. Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. *Estuaries* 7(4): 339–350.
- Ota Y, Tanaka K, Hirose E. 2008. Seasonal fluctuations of the sponge-dwelling gnathiid isopod *Elaphognathia* aff. *cornigera*. *Crustacean Research* 37: 14–25.
- Ota Y, Hoshino O, Hirose M, Tanaka K, Hirose E. 2012. Third-stage larva shifts host fish from teleost to elasmobranch in the temporary parasitic isopod, *Gnathia trimaculata* (Crustacea; Gnathiidae). *Marine Biology* 159(10): 2333–2347.
- Panggabean AS. 2012. Keanekaragaman jenis ikan karang dan kondisi kesehatan karang di Pulau Gof Kecil dan Yep Nabi Kepulauan Raja Ampat. *Jurnal Penelitian Perikanan Indonesia* 18(2): 109–115.
- Parrish JD. 1989. Fish communities of interacting shallow-water habitats in tropical oceanic regions. *Marine Ecology Progress Series* 58: 143–160.
- Paterson AW, Whitfield AK. 2000. Do shallow-water habitats function as refugia for juvenile fishes? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 51(3): 359–364.



- Pereira PHC, Barros B, Zemoi R, Ferreira BP. 2015. Ontogenetic diet changes and food partitioning of *Haemulon* spp. coral reef fishes, with a review of the genus diet. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 25(1): 245–260.
- Peterson CC, McIntyre P. 1998. Ontogenetic diet shifts in *Roeboides affinis* with morphological comparisons. *Environmental Biology of Fishes* 53(1): 105–110.
- Pollux BJA, Verberk WCEP, Dorenbosch M, Cocheret de la Morinière E, Nagelkerken I, van der Velde G. 2007. Habitat selection during settlement of three Caribbean coral reef fishes: indications for directed settlement to seagrass beds and mangroves. *Limnology and Oceanography* 52(2): 903–907.
- Post DM. 2003. Individual variation in the timing of ontogenetic niche shifts in largemouth bass. *Ecology* 84(5): 1298–1310.
- Potts GW. 1973. The ethology of *Labroides dimidiatus* (Cuv. and Val.) (Labridae, Pisces) on Aldabra. *Animal Behaviour* 21(2): 250–291.
- Pratchett MS, Hoey AS, Wilson SK, Messmer V, Graham NAJ. 2011. Changes in biodiversity and functioning of reef fish assemblages following coral bleaching and coral loss. *Diversity* 3(3): 424–452.
- Randall JE. 1958. A review of the labrid fish genus *Labroides*, with descriptions of two new species and notes on ecology. *Pacific Science* 12(4): 327–347.
- Robertson DR. 1998. Do coral-reef fish faunas have a distinctive taxonomic structure? *Coral Reefs* 17(2): 179–186.
- Robinson J, Aumeeruddy R, Jörgensen TL, Öhman MC. 2008. Dynamics of camouflage (*Epinephelus polyphekadion*) and brown marbled grouper (*Epinephelus fuscoguttatus*) spawning aggregations at a remote reef site, Seychelles. *Bulletin of Marine Science* 83(2): 415–431.
- Robertson AI, Blaber SJM. 1992. Plankton, epibenthos and fish communities. In: Robertson AI, Alongi DM. (eds.). *Tropical Mangrove Ecosystems (Coastal and estuarine studies)*. American Geographical Union, Washington DC, pp. 173–224.



- Rönnbäck P, Troell M, Kautsky N, Primavera JH. 1999. Distribution pattern of shrimps and fish among *Avicennia* and *Rhizophora* microhabitats in the Pagbilao mangroves, Philippines. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 48(2): 223–234.
- Rudi E. 2013. Penilaian sumberdaya terumbu karang dan persepsi masyarakat tentang daerah perlindungan laut di Ujong Pancu, Aceh Besar. *Biospecies*, 6(2): 30–45.
- Russ G. 1984. Distribution and abundance of herbivorous grazing fishes in the central Great Barrier Reef. I. levels of variability across the entire continental shelf. *Marine Ecology Progress Series* 20: 23–34.
- Sadovy de Mitcheson Y, Colin PL, Sakaue J. 2012. *Lutjanus fulvus* – blacktail snappers with notes on other species of Atlantic and Indo-Pacific snappers (Lutjanidae). In: Sadovy de Mitcheson Y, Colin PL. (eds.). *Reef Fish Spawning Aggregations: Biology, Research and Management*. Springer, Netherlands. pp. 458–468.
- Sakai Y, Kohda M. 2001. Spawning timing of the cleaner wrasse, *Labroides dimidiatus*, on a warm temperate rocky shore. *Ichthyological Research*, 48(1): 23–30.
- Sale PF. 1976. The effect of territorial adult pomacentrid fishes on the recruitment and survival of juveniles on patches of coral rubble. *Journal of Experimental Marine and Biology and Ecology* 24(3): 297–306.
- Sale PF, Douglas WA, Doherty PJ. 1984. Choice of microhabitats by coral reef fishes at settlement. *Coral Reefs* 3(2): 91–99.
- Satrioajie WN, Peristiwady T, Pay L. 2012. Keanekaragaman ikan di daerah padang lamun Kepulauan Banggai, Sulawesi Tengah. *Bawal* 4(1): 9–17.
- Setiawan F, Razak TB, Idris, Estradivari. 2013. Komposisi spesies dan perpindahan komunitas ikan karang di wilayah rehabilitasi ecoreef Pulau Manado Tua, Taman Nasional Bunaken. *Jurnal Ilmu dan Teknologi Kelautan Tropis*, 5(2): 377–390.
- Sheaves M. 1995. Large lutjanid and serranid fishes in tropical estuaries: are they adults or yuwanaes? *Marine Ecology Progress Series* 129: 31–40.





- Sheridan P. 1997. Benthos of adjacent mangrove, seagrass and non-vegetated habitats in Rookery Bay, Florida, U.S.A. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44(4): 455–469.
- Shibuno T, Nakamura Y, Horinouchi M, Sano M. 2008. Habitat use patterns of fishes across the mangrove-seagrass-coral reef seascape at Ishigaki Island, southern Japan. *Ichthyological Research* 55(3): 218–237.
- Shimose T, Nanami A. 2014. Age, growth, and reproductive biology of blacktail snapper, *Lutjanus fulvus*, around the Yaeyama Islands, Okinawa, Japan. *Ichthyological Research* 61(4): 322–331.
- Shulman MJ. 1985. Recruitment of coral reef fishes: effects of distribution of predators and shelter. *Ecology* 66(3): 1056–1066.
- Shulman MJ, Ogden JC. 1987. What controls tropical reef fish populations: recruitment or benthic mortality? An example in the Caribbean reef fish *Haemulon flavolineatum*. *Marine Ecology Progress Series* 39: 233–242.
- Smit NJ, Van As JG, Basson L. 1999. A redescription of the adult male and pranzia of *Gnathia africana* Barnard, 1914 (Crustacea, Isopoda, Gnathiidae) from southern Africa. *Folia Parasitologica* 46(3): 229–240.
- Smit NJ, Basson L, Van As JG. 2003. Life cycle of the temporary fish parasite, *Gnathia africana* (Crustacea: Isopoda: Gnathiidae). *Folia Parasitologica*, 50(2): 135–142.
- Soeparno, Nakamura Y, Shibuno T, Yamaoka K. 2012. Relationship between pelagic larval duration and abundance of tropical fishes on temperate coasts of Japan. *Journal of Fish Biology* 80(2): 346–357.
- Sponaugle S, Cowen RK. 1997. Early life history traits and recruitment patterns of Caribbean wrasses (Labridae). *Ecological Monographs* 67(2): 177–202.
- St. John J. 1999. Ontogenetic changes in the diet of the coral reef grouper *Plectropomus leopardus* (Serranidae): patterns in taxa, size and habitat of prey. *Marine Ecology Progress Series* 180: 233–246.
- Stephens DW, Krebs JR. 1986. *Foraging Theory*. Princeton University Press, Princeton, NJ. 347 p.
- Sutherland WJ. 1996. *From Individual Behaviour to Population Ecology*. Oxford University Press, New York, NY 213 p.



- Syahailatua A, Nuraini S. 2011. Fish species composition in seagrass beds of Tanjung Merah (North Sulawesi), Indonesia. *Marine Research Indonesia*, 36(2): 1–10.
- Tanaka K, Aoki M. 1999. Spatial distribution patterns of the sponge-dwelling gnathiid isopod *Elaphognathia cornigera* (Nunomura) on an intertidal rocky shore of the Izu Peninsula, southern Japan. *Crustacean Research* 28: 160–167.
- Tanaka K. 2007. Life history of gnathiid isopods-current knowledge and future directions. *Plankton dan Benthos Research* 2(1): 1–11.
- Tebaiy S, Yulianda F, Fahrudin A, Muchsin I. 2014. Struktur komunitas ikan pada habitat lamun di Teluk Youtefa Jayapura Papua. *Jurnal Iktiologi Indonesia* 14(1): 49–65.
- Tupper M, Boutilier RG. 1997. Effects of habitat on settlement, growth, predation risk and survival of a temperate reef fish. *Marine Ecology Progress Series* 151: 225–236.
- Vagelli A. 1999. The reproductive biology and early ontogeny of the mouthbrooding Banggai Cardinalfish, *Pterapogon kauderni* (Perciformes, Apogonidae). *Environmental Biology of Fishes* 56(1–2): 79–92.
- Vergés A, Bennett S, Bellwood DR. 2012. Diversity among macroalgae-consuming fishes on coral reefs: a transcontinental comparison. *PloS ONE* 7(9): e45543.
- Verweij MC, Nagelkerken I, de Graaff D, Peeters M, Bakker EJ, van der Velde G. 2006a. Structure, food and shade attract juvenile coral reef fish to mangrove and seagrass habitats: a field experiment. *Marine Ecology Progress Series* 306: 257–268.
- Verweij MC, Nagelkerken I, Wartenbergh SLJ, Pen IR, van der Velde G. 2006b. Caribbean mangroves and seagrass beds as daytime feeding habitats for juvenile French grunts, *Haemulon flavolineatum*. *Marine Biology* 149(6): 1291–1299.
- Verweij MC. 2007. Habitat linkages in a tropical seascape: the use of mangrove and seagrass habitats by juvenile reef fishes and their migration to the coral reef. *PhD Thesis*. Faculty of Science, Radboud University Nijmegen, The Netherlands. 165 p.

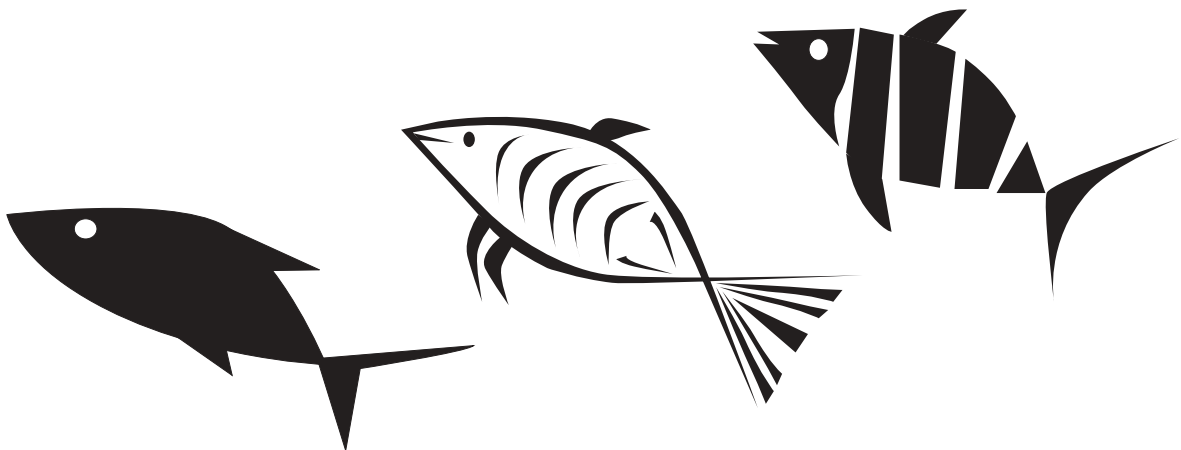


- Victor BC. 1986. Duration of the planktonic larval stage of one hundred species of Pacific and Atlantic wrasses (family Labridae). *Marine Biology*, 90(3): 317–326.
- Wainwright PC. 1988. Morphology and ecology: functional basis of feeding constraints in Caribbean labrid fishes. *Ecology* 69(3): 635–645.
- Wainwright PC, Bellwood DR. 2002. Ecomorphology of feeding in coral reef fishes. In: Sale PF (ed.). *Coral Reef Fishes: Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*. Academic Press, San Diego, pp. 33–55.
- Warner RR. 1995. Large mating aggregations and daily long-distance spawning migrations in the bluehead wrasse, *Thalassoma bifasciatum*. *Environmental Biology of Fishes* 44(4): 337–345.
- Werner EE, Gilliam JF. 1984. The ontogenetic niche and species interactions in size-structured populations. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15: 393–425.
- Westneat MW. 2001. Labridae (Wrasses). In: Carpenter KE, Niem VH. (eds.). *The Living Marine Resources of the Western Central Pacific*. Volume 6. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. pp. 3381–3467.
- Wibowo K, Abrar M, Siringoringo RM. 2016. Status trofik ikan karang dan hubungan ikan herbivora dengan rekrutmen karang di perairan Pulau Pari, Teluk Jakarta. *Oseanologi dan Limnologi di Indonesia* 1(2): 73–89.
- Williams DM. 1982. Patterns in the distribution of fish communities across the Central Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 1(1): 35–43.
- Yeager LA, Layman CA, Allgeier JE. 2011. Effects of habitat heterogeneity at multiple spatial scales on fish community assembly. *Oecologia* 167(1): 157–168.
- Zollner PA, Lima SL. 2005. Behavioral trade offs when dispersing across a patchy landscape. *Oikos* 108(2): 219–230.



## EFEK PEMUTIHAN KARANG TERHADAP KOMUNITAS IKAN

Eko Prianto



## 9.1 Pendahuluan

Ekosistem terumbu karang merupakan salah satu ekosistem laut yang memiliki nilai penting dan berfungsi dalam mendukung kehidupan biota laut. Secara ekologis, terumbu karang berfungsi sebagai tempat pemijahan, pencarian makan, dan daerah pengasuhan bagi berbagai jenis ikan laut. Terumbu karang memiliki keanekaragaman organisme tinggi yang terdiri atas karang keras dan karang lunak dengan berbagai ukuran dan bentuk morfologi yang berbeda.

Ikan karang hidupnya bergantung kepada keberadaan terumbu karang dan memiliki hubungan yang kuat dengan struktur habitat (biologi dan fisik) yang disediakan oleh karang scleractinian. Pratchett *et al.* (2011) menyatakan bahwa 75% ikan karang menyandarkan hidupnya kepada terumbu karang sebagai tempat mencari makan, tempat persembunyian, dan tempat tinggal. Terdapat pula ikatan yang kuat antara tutupan karang dengan kelimpahan dan keragaman ikan karang. Adrim (2007) mengemukakan kedekatan hubungan antara ikan dan biota karang di Indonesia. Ikan kepe-kepe (*Chaetodon* spp.) dengan biota karang telah terbukti memiliki hubungan signifikan. Tinggi rendahnya populasi dan keanekaragaman jenis ikan kepe-kepe dengan tutupan karang telah banyak diungkapkan melalui berbagai penelitian, antara lain Adrim *et al.* (1991), La Tanda (1996), Edrus dan Syam (1998), dan Hukom dan Bawole (1999).

Keberadaan ekosistem terumbu karang saat ini semakin mengkhawatirkan akibat meningkatnya aktivitas manusia di sepanjang pesisir laut seperti pembalakan hutan mangrove, pembuangan limbah industri dan rumah tangga, penggunaan alat tangkap yang merusak, pembangunan pelabuhan, dan sebagainya. Kerusakan terumbu karang semakin besar ditambah dengan terjadinya perubahan iklim global (Pratchett *et al.* 2011). Dampak aktivitas tersebut dapat menyebabkan terjadinya pemutihan karang. Selain oleh aktivitas manusia tersebut, pemutihan karang juga dapat disebabkan oleh beberapa faktor di antaranya peningkatan suhu dan irradiasi, penurunan salinitas, racun sianida, peningkatan suhu perairan laut, dan infeksi bakteri (Rosenberget *al.* 2009, Santoso 2006, Lambo dan Ormond 2006, Ampou *et al.* 2017).

Peningkatan suhu perairan saat ini lebih banyak disebabkan oleh perubahan iklim global (Baker *et al.* 2008). Perubahan iklim global dapat berdampak negatif terhadap ekosistem terumbu karang. Ancaman yang muncul terhadap terumbu karang berupa pemutihan dan matinya hewan karang. Meningkatnya suhu air laut diakui sebagai penyebab utama pemutihan karang secara massal.



Pemutihan karang disebabkan hilangnya alga zooxanthela dari jaringan koral ketika terjadinya tekanan. Struktur biologi hewan karang akan rusak ketika suhu perairan melebihi ambang batas suhu normal yang dapat ditoleransinya dalam jangka waktu yang panjang. Kondisi ini menyebabkan hewan karang tidak dapat tumbuh dan berkembang dengan baik, bahkan pada beberapa kasus dapat menyebabkan kematian massal.

Kejadian pemutihan karang telah tercatat sejak tahun 1870, seringkali terjadi pada beberapa koloni karang atau gugusan terumbu. Frekuensi, skala, dan intensitas kejadian pemutihan karang secara massal meningkat tajam selama beberapa puluh tahun terakhir. World Meteorological Organization (2010) melaporkan bahwa intensitas dan skala pemutihan meningkat sejak tahun 1960 dan sebagian besar pemutihan karang pada tahun 1998, 2002, dan 2005 berdampak negatif terhadap ekosistem terumbu karang. Kejadian ini dipicu oleh peningkatan suhu global. Pemutihan massal secara global pada tahun 1997/1998 terjadi pada skala yang tak pernah terjadi sebelumnya. Hampir setiap terumbu karang di bumi ini mengalami pemutihan. Di beberapa kawasan, 95 % terumbu karang mati, sementara Great Barrier Reef (GBR) kehilangan lima persen dari seluruh terumbu karangnya (Reid *et al.* 2009).

Pemutihan karang ini memberikan dampak berupa hilangnya struktur habitat dan proses-proses biologis seperti rekrutmen, pemangsaan, dan kompetisi ratusan jenis ikan dan avertebrata yang berasosiasi dengan terumbu karang (Lindahl *et al.* 2001). Pemutihan karang secara luas juga berkontribusi terhadap kematian karang di Indo-pasifik khususnya yang terjadi pada tahun 1998, 1999, dan 2002. Kejadian pada tahun 1998 diidentifikasi sebagai penyebab utama kerusakan karang di Samudera India lebih dari 30 tahun terakhir ini (Pratchett *et al.* 2011, Wilson *et al.* 2010).

Bab ini menguraikan dampak pemutihan karang terhadap komunitas ikan yang berasosiasi dengannya serta bagaimana reaksi ikan terhadap pemutihan karang tersebut.

## 9.2 Komunitas terumbu karang

Terumbu karang menyediakan habitat ekologis yang menyokong kehidupan hewan dengan kepadatan tertinggi di bumi. Dari 34 filum hewan, 32 ditemukan hidup di terumbu karang, dibandingkan dengan sembilan di hutan hujan tropis. Diperkirakan terumbu karang menyokong antara 1 hingga 9 juta spesies, yang



kurang dari 10% telah diidentifikasi dan dideskripsikan secara taksonomik. Terumbu karang meliputi kurang dari 0,1% permukaan bumi namun mencakup lebih 25% dari seluruh ikan yang terdapat di laut (Reid *et al.* 2009).

Ekosistem terumbu karang memiliki struktur ekologi yang kompleks. Interaksi hewan karang dengan berbagai biota laut terjalin sangat erat, sehingga dalam ekosistem terumbu karang banyak dijumpai berbagai jenis fauna laut (Jorgensen 2016). Fauna laut yang dijumpai antara lain berbagai jenis ikan dan avertebrata. Ribuan ikan yang menghuni terumbu karang dapat digolongkan berdasarkan peran mereka dalam ekosistem terumbu karang. Reid *et al.* (2009) membagi enam golongan ikan yang hidup dalam terumbu karang, yakni ikan peramban (*grazer*), pemakan pemilih (*browser*), detritivora, pemakan plankton, pemangsa bentik, dan pemakan ikan. Ribuan jenis ikan penghuni terumbu karang memiliki bentuk tubuh dan cara adaptasi yang berbeda antara satu dengan lainnya. Ikan terumbu karang yang sering dijumpai sebanyak 11 famili yaitu Pomacentridae, Labridae, Chaetodontidae, Pomacanthidae, Apogonidae, Serranidae, Scaridae, Acanthuridae, Blenniidae, Gobiidae, dan Lutjanidae.

Berbagai jenis avertebrata juga menciptakan keanekaragaman hayati yang saling bergantung dalam menopang terumbu karang. Kelompok avertebrata yang terdapat dalam terumbu karang mencakup squirt laut (urochordata), kopepoda, bintang laut, berbagai jenis kerang, kepiting, udang, anemon, cacing, ubur-ubur, teripang, dan sebagainya. Kelompok hewan avertebrata ini memiliki peran penting bagi terumbu karang. Bentuk interaksi antara hewan karang dengan ikan dan avertebrata terjadi melalui hubungan simbiosis yang saling menguntungkan. Kebanyakan di antara avertebrata ini menyaring plankton dan partikel air laut di sekitarnya dan dengan demikian akan memperbaiki mutu air laut di sekitarnya. Peran lain yang diperlihatkan adalah tingkah laku udang *banded coral* (*Stenopus sp*) yang bertindak sebagai dokter gigi dan membersihkan parasit pada gigi, insang, dan sisik ikan. Siput pemangkas (*slug trimmer*), bulu babi, kepiting, dan fauna berukuran mikroskopis membantu mempertahankan keseimbangan yang sehat antara alga dan karang. Hewan penggali lubang (cacing, tiram, remis, dan makoma) meningkatkan kadar oksigen dalam endapan di terumbu karang dan mendaur ulang bahan organik yang jatuh dari atas (Reid *et al.* 2009). Beberapa jenis ikan giru (*Amphiprion sp.*) memanfaatkan anemon sebagai tempat tinggalnya guna melindungi diri dari predator.



### 9.3 Pemutihan karang

Karang yang bersifat ektotermik hidup dalam isothermal suhu global antara 18–30° C. Selama musim panas, sebagian besar karang terpapar suhu yang berada pada batas atas toleransi termalnya. Laju metabolisme karang dan zooxanthela, serta alga simbiotiknya, meningkat seiring kenaikan suhu. Dalam kondisi normal, zooxanthela mampu berfotosintesis menggunakan produk sisa karang (nitrogen dan fosfor anorganik) dan mengubahnya menjadi gula dan protein. Sebanyak 95% dari hasil fotosintesis dikembalikan kepada karang, sehingga karang dapat tumbuh, bereproduksi, dan membentuk kerangka karbonat. Salah satu hasil samping proses fotosintesis ini adalah oksigen. Apabila suhu laut melampaui ambang batas karang pada kondisi cahaya matahari penuh, maka terjadi laju reaksi yang tak terkendali. Dalam kondisi ini kemampuan zooxanthela untuk memproses energi cahaya matahari menurun tajam, sehingga pada akhirnya energi ini terkonversi menjadi radikal oksigen yang berbahaya (Smith *et al.* 2005 *in* Anthony 2016). Molekul ini bersifat sangat reaktif dan mulai merusak jaringan sarang inang. Selanjutnya karang mengalami tekanan hingga titik kerusakannya dan kondisi ini membuat zooxanthela lepas dari karang ke perairan di sekelilingnya. Gejala pertama tertekannya terumbu karang adalah keluarnya alga dari polip dan berubahnya warna karang menjadi lebih pucat karena alga berkurang atau hilang. Hanya dalam kurun waktu 24 jam, seluruh jaringan karang dapat memutih (Dubinsky 1990, Roessig *et al.* 2005, Reid *et al.* 2009).

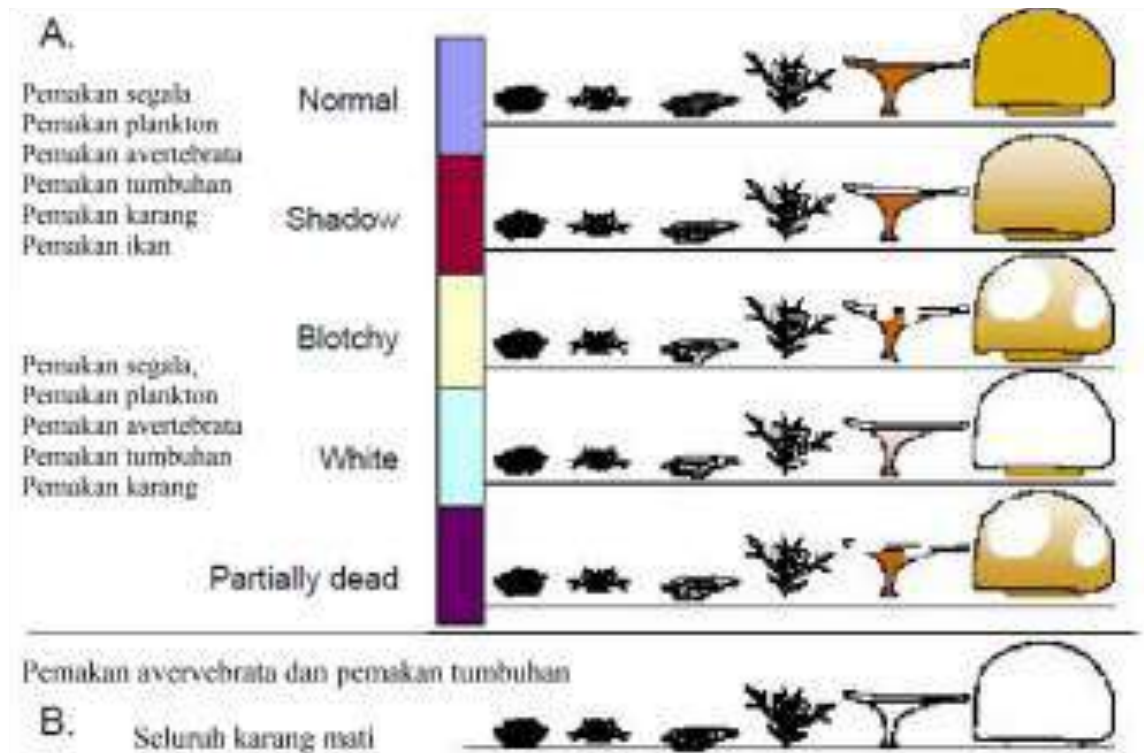
Done *et al.*(2003) membagi proses pemutihan karang dalam empat tahap (Gambar 10-1) sebagai berikut:

- a. tahap 1 (pemucatan): hanya sebagian kecil zooxanthela yang dikeluarkan, karang menjadi pucat, tetapi ribuan zooxanthela yang tersisa dalam setiap polip terus memberikan makan berupa kelebihan gula melalui proses fotosintesis yang dilakukannya.
- b. tahap 2 (pemutihan sebagian koloni): sebagian koloni menahan densitas zooxanthela dan warna yang normal, ketika bagian yang lain kehilangan zooxanthela dan menjadi pucat atau berubah menjadi putih. Polip yang putih ini kehilangan kemampuan dalam memasok gula untuk fotosintesis.
- c. tahap 3 (pemutihan seluruh bagian koloni): semua zooxanthela memucat pada setiap polip, karang hanya dapat bertahan sepanjang mereka dapat memenuhi kebutuhan energi menggunakan makanan yang disimpan (khususnya lipida) dan makanan yang dicerna (zooplankton dan organik detritus).





- d. tahap 4 (kematian sebagian koloni): area polip yang mengalami kematian, mengekspos rangka karang yang gundul di bawahnya untuk menginvasi melalui organisme pencemar dan ikan peramban. Awalnya, organisme pencemar biasanya berupa alga berfilamen, tetapi suksesi pencemaran bervariasi berdasarkan lokasi, faktor-faktor lingkungan lokal, tersedianya spesies organisme pencemar, dan kecepatan perambanan (*grazing*).



Gambar 9-1 Kelompok ikan yang hidup pada berbagai kondisi karang (sehat, memutih dan mati). Perbedaan yang mencolok nampak pada karang normal (A) dan karang mati (B) (Sumber: Done *et al.* 2003, Yahya *et al.* 2011).

Setelah sebagian koloni mengalami kematian, maka karang akan mengalami kematian permanen. Selanjutnya koloni yang mati akan digantikan habitatnya oleh alga, sponges, cacing, dan moluska yang hidup dalam beberapa tahun hingga satu dasawarsa. Alga, khususnya makroalga, akan melimpah hingga mereka mendominasi substrat karang tersebut (Ostrand *et al.* 2000). Seiring dengan perubahan waktu maka koloni yang mati ini akan menjadi hancur dan berubah menjadi pasir dan lumpur.



Terdapat banyak tekanan lingkungan yang bisa menyebabkan pemutihan karang, namun hasil penelitian menunjukkan bahwa peningkatan suhu air laut akibat pemanasan iklim global merupakan penyebab utama terjadinya pemutihan karang (Celliers dan Schleyer 2002). Suhu air laut diperkirakan akan terus meningkat, sehingga pemutihan bisa lebih sering terjadi. Pemutihan karang adalah pemudaran warna karang akibat punahnya alga simbiotik yang hidup di dalam jaringan karang atau pemutihan karang didefinisikan juga sebagai gangguan pada simbiosis antara karang dengan zooxanthela (genus *Symbiodinium*) (Rosenberget *al.* 2009). Pada karang yang sehat, alga memberikan energi dan memunculkan warnanya. Bila pemutihan terjadi, alga akan mengalami tekanan (*stress*) dan terlepas dari jaringan karang sehingga warna karang memudar. Makin sedikit alga dalam karang makin terang/putih warna karang. Terkadang karang mampu pulih setelah pemutihan, namun pada kondisi lebih parah karang akan mati akibat kekurangan nutrisi setelah terjadinya pemutihan (Reidet *al.* 2009, Rosenberget *al.* 2009). Kasus pemutihan karang hampir ditemui di seluruh dunia dengan intensitas yang rendah hingga tinggi. Secara keseluruhan pemutihan karang telah mencapai tahap intensitas yang tinggi. Ini membuktikan bahwa pemutihan karang telah terjadi secara global dan kerusakannya akan dirasakan dalam waktu yang panjang (Burt *et al.* 2011).

### 9.4 Efek pemutihan karang

Perubahan iklim akan memengaruhi individu, populasi, dan komunitas ikan melalui respon fisiologis dan perilaku terhadap perubahan lingkungan. Faktor lingkungan ekstrim seperti kenaikan suhu air, rendahnya oksigen terlarut, salinitas, dan pH dapat menimbulkan efek yang mematikan bagi ikan. Kondisi lingkungan yang kurang optimal dapat menurunkan pemangsaan, pertumbuhan dan fekunditas, merubah metamorfosis, homeostasis endokrin, dan tingkah laku ruaya. Perubahan langsung yang terjadi pada organisme akan memengaruhi populasi dan struktur komunitas yang efeknya berhubungan dengan performa dan sintasan (Spalding dan Jarvis 2002, Hoey *et al.* 2016). Efek pemutihan karang terhadap komunitas ikan karang akan diuraikan di bawah ini.

#### Perubahan struktur komunitas ikan karang

Pemutihan karang dapat terjadi pada semua kelompok umur karang baik yang masih muda ataupun tua. Pada Gambar 10-2 dapat dilihat karang yang telah berumur 500 tahunpun dapat mengalami pemutihan. Pada tahun 1996



karang tersebut dalam kondisi sehat. Setelah beberapa tahun kemudian (1997) akibat perubahan iklim, karang tersebut mengalami pemutihan. Sejak tahun 2005 karang ini masih dalam masa pemulihan menuju kondisi semula.

Sebelum terjadinya pemutihan (1996) kelompok ikan yang hidup beranekaragam antara lain kelompok pemangkas, pemakan pemilih, detritivora, planktivora, bentivora, dan piscivora. Setelah terjadi pemutihan karang (1997) timbul perubahan struktur ekologi, di mana kelompok piscivora hilang dari ekosistem karang dan didominasi ikan-ikan herbivora. Pada tahun 2005 karang mulai pulih, kelompok ikan piscivora yang hilang saat terjadinya pemutihan kini mulai muncul kembali. Karang yang mengalami pemutihan dapat saja akan kembali sehat seperti semula namun membutuhkan waktu yang cukup lama. Di samping itu, kualitas habitat yang baik sangat menentukan agar karang dapat tumbuh normal seperti semula. Namun, jika kondisi habitat tidak ikut membaik seperti sediakala maka karang yang memutih kemudian akan menjadi mati dan selanjutnya karang ini akan ditumbuhi oleh alga yang bersifat merusak.

Baker *et al.* (2008) menyatakan bahwa kematian karang akibat pemutihan juga dapat memengaruhi struktur komunitas ikan karang. Beberapa spesies ikan pemakan karang dari famili Gobiidae, Pomacentridae, Monacanthidae, dan Chaetodontidae akan mati atau mengalami penurunan populasi pada beberapa minggu setelah terjadinya kematian karang, disebabkan oleh berkurangnya karang yang menjadi mangsanya. Hal sebaliknya terjadi pada ikan herbivora (misalnya Siganidae) yang populasinya meningkat setelah terjadi pemutihan, yang diduga disebabkan oleh melimpahnya alga yang melakukan kolonisasi pada rangka karang yang mati.

Pada karang sehat kelompok ikan yang mendiami ekosistem ini adalah omnivora, planktivora, pemakan avertebrata, herbivora, pemakan karang, dan piscivora. Setelah karang mengalami pemutihan kelompok piscivora akan hilang dari ekosistem terumbu karang dan saat terumbu karang mati secara permanen, kelompok ikan yang mendiami ekosistem karang menjadi kelompok pemakan avertebrata dan herbivora (Gambar 9-2).



## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan

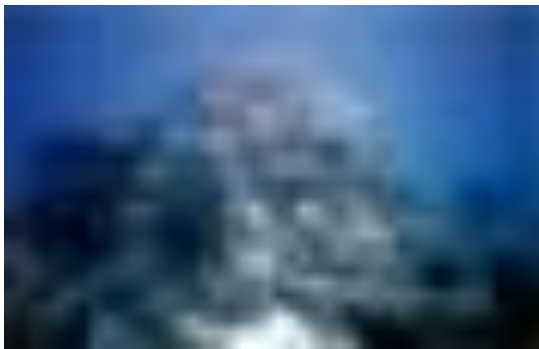


1996 - sehat

Kelompok ikan yang hidup:  
peramban, pemakan pemilih,  
detritivora, planktivora,  
bentivora, dan piscivora



1997 - memutih



2000 - mati/pertumbuhannya  
terhambat



2005 - mati/pertumbuhannya  
terhambat

Gambar 9-2 Karang yang berumur 500 tahun ini masih sehat tahun 1996 dan memiliki keanekaragaman ikan yang baik, namun pada tahun 1997 mengalami pemutihan dan terjadi penurunan keanekaragaman ikan. Kelompok piscivora hilang pada ekosistem ini dan didominasi ikan herbivora (World Meteorological Organization 2010).



Secara umum ikan terumbu karang sangat terikat dengan habitat terumbu. Pemutihan diduga memengaruhi struktur komunitas ikan. Populasi ikan karang memiliki karakter yang sangat kompleks. Berbagai faktor dapat mengendalikan jumlah mereka dan pengaruhnya dapat bervariasi dari satu terumbu ke terumbu lainnya. Semuanya bergantung kepada komposisi komunitas ikan, interaksi habitat sebelum dan sesudah dampak, dinamika rekrutmen, serta struktur habitat sebelum dan sesudah gangguan. Jika spesies karang yang dominan terpengaruh oleh dampak pemutihan dan terdapat keterkaitan erat antara karang-karang dan populasi ikan yang ada, maka perubahan dalam komunitas dapat terjadi.

## Penurunan keanekaragaman dan kelimpahan ikan

Hilangnya karang dan degradasi habitat terumbu karang secara signifikan akan berdampak terhadap kelimpahan dan keragaman ikan yang hidup pada terumbu karang (Jones *et al.* 2004, McClanahan 2000). Sejauh ini, ikan yang hidup di terumbu karang kebanyakan termasuk kelompok dengan status sangat rentan hingga genting dan hidupnya sangat bergantung kepada keberadaan terumbu karang seperti ikan kupu-kupu (Chaetodontidae) yang termasuk kelompok pemakan karang. Perhatian harus dipusatkan terhadap penurunan kelimpahan ikan yang kritis. Hal ini penting dilakukan untuk memperbaiki fungsi ekosistem dan daya lenting habitat terumbu karang. Ikan herbivora dipandang secara luas merupakan kelompok ikan terumbu karang yang penting, berfungsi dalam memperbaiki daya lenting ekosistem dengan mengatur kelimpahan makroalga. Dengan cara tersebut ikan kupu-kupu dapat memastikan ketersediaan substrat yang cocok untuk tempat tinggalnya dan populasi karang bertambah dengan baik.

Pemutihan karang dan hilangnya kompleksitas karang merupakan faktor kritis dalam mengurangi kelimpahan dan keanekaragaman avertebrata dan ikan. Karang berinteraksi dengan ikan dalam berbagai cara yang saling menguntungkan satu dengan lainnya. Karang berfungsi sebagai tempat perlindungan dan pertahanan serta makanan bagi avertebrata, dan sebaliknya beberapa jenis ikan karang juga menyediakan nutrisi bagi karang. Pada komunitas karang di mana proses pemutihan sedang terjadi, perubahan nyata dapat dilihat pada kelimpahan beberapa jenis ikan. Jenis yang hidupnya sangat bergantung kepada karang sebagai tempat tinggal dan sumber makanan menunjukkan pemulihan dalam jumlah kecil akibat kuatnya proses pemutihan yang terjadi.



Pratchett *et al.* (2011) menyatakan bahwa hubungan antara terumbu karang dengan ikan karang sangatlah erat. Kerusakan karang lebih dari 60% akan menyebabkan keragaman ikan menurun. Selanjutnya setiap penurunan luasan karang 10% akan menurunkan keragaman jenis ikan satu kali, demikian pula jika penurunan luasan karang mencapai 30% maka penurunan keragaman ikan sebanyak tiga kali. Penelitian yang dilakukan oleh Yahya *et al.* (2011) menemukan bahwa kelimpahan dan keragaman ikan pada karang yang memutih dengan karang yang sehat tidak terdapat perbedaan yang nyata, namun berbeda dengan kelimpahan dan keragaman ikan pada karang yang telah mati. Perubahan tidak hanya pada keragaman kelompok ikan namun juga pada kelimpahan ikan. Secara keseluruhan rata-rata jumlah ikan mengalami penurunan pada karang yang memutih, dan hanya kelompok ikan herbivora yang mengalami peningkatan.

Ikan herbivora mempunyai pengaruh besar terhadap biomassa dan struktur komunitas alga di terumbu karang karena nafsu makannya yang tinggi. Diperkirakan bahwa ikan herbivora seperti *parrotfish* (Scaridae), *rabbitfish* (Siganidae), *surgeonfish* (Acanthuridae), *damsel fish* (Pomacentridae), dan *blenny fish* (Blenniidae) memiliki peran penting dalam pembentukan struktur komunitas terumbu karang sehingga mereka disebut spesies kunci terumbu karang. Selain itu, keanekaragaman sistem terumbu karang yang ada dewasa ini diperkirakan muncul terutama sebagai akibat evolusi yang menghasilkan banyak kelompok spesialis. Pemutihan karang mengakibatkan hilangnya sekelompok spesies kunci, misalnya ikan yang makan dengan cara meramban yang dapat mengubah cara kerja suatu ekosistem terumbu karang. Ikan peramban memiliki peran sangat penting dalam ekosistem terumbu karang. Ini tidak mengherankan mengingat mereka dapat memakan sebagian besar produksi primer setiap hari dengan menggigit 156.000 kali  $m^{-2}$  per hari (Reid *et al.* 2009).

Kematian karang akibat pemutihan dapat mengubah struktur kumpulan karang dewasa dan karang batu. Sebuah penelitian baru-baru ini menghasilkan penemuan yang mengkhawatirkan, yaitu penurunan tajam luas permukaan karang mengakibatkan penurunan keanekaragaman ikan secara drastis. Populasi spesies akan berkurang sebanyak 50% hingga 75% dari populasi seluruhnya (Reid *et al.* 2009). Hasil penelitian Rudi *et al.* (2012) di Pulau Sabang menemukan terjadi penurunan kekayaan jenis ikan karang hingga mencapai 50% setelah pemutihan karang.



Hasil penelitian Graham *et al.* (2007) memperlihatkan dampak tidak langsung pemutihan karang adalah penurunan ukuran panjang ikan herbivora seperti Acanthuridae dan Scaridae menjadi lebih pendek. Lindahl *et al.* (2001) menyatakan bahwa ekosistem terumbu karang mudah mengalami kerusakan dan gangguan akibat berbagai aktivitas manusia. Di Pulau Ryukyu, Jepang karang yang mengalami degradasi akan hancur setelah dua tahun. Setelah itu keragaman dan kelimpahan ikan akan menurun secara drastis. Jika karang-karang mati menjadi pecahan-pecahan karang, peluangnya ialah akan ada suatu penurunan besar terhadap kelimpahan dan keragaman ikan (Rani 2001).

## Peningkatan pemangsa

Pemutihan karang yang terjadi seringkali menyebabkan terjadinya ketidakseimbangan ekosistem terumbu karang. *Damselfishes*, yang menghuni karang, merupakan salah satu jenis ikan yang terkena dampak pemutihan karang. Ikan ini jarang menempati karang yang mengalami pemutihan, tetapi tidak diketahui apakah ikan tersebut berpindah ke habitat karang lainnya atau mati akibat pemangsa sebagai konsekuensi dari pemutihan karang (Coker *et al.* 2009).

Pemangsa merupakan proses utama pada terumbu karang yang memengaruhi ukuran populasi dan berpengaruh pada struktur komunitas ikan karang. Hasil penelitian sebelumnya (Jones *et al.* 2004, Pratchett *et al.* 2004) tidak mempertimbangkan secara luas jenis karang hidup mana yang memberikan perlindungan terhadap serangan pemangsa. Belum diketahui dengan jelas mengapa ikan karang tidak mau memanfaatkan koloni karang yang mengalami pemutihan atau karang mati walaupun struktur bangunan karangnya masih utuh, padahal mereka umumnya mengandalkan karang untuk melindungi diri dari serangan pemangsa. Menurut Coker *et al.* (2009), hal ini disebabkan oleh tiga hal. Pertama, kecepatan pemangsa pada ikan karang mungkin berkurang karena pemangsa menghindari karang yang memutih. Kedua, *damselfish* yang berasosiasi dengan karang yang mengalami pemutihan mungkin lebih mudah terlihat jika dibandingkan apabila berasosiasi dengan karang sehat. Ketiga, ikan karang akan menjadi lebih rentan terhadap pemangsa setelah terjadi pemutihan karang.

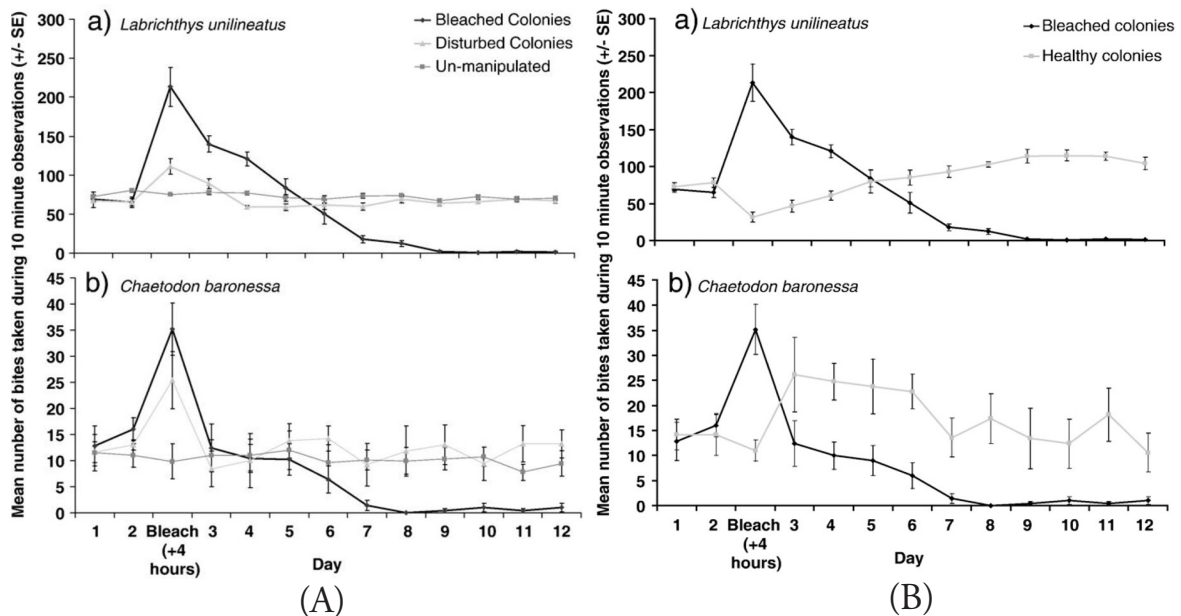


Informasi lain dari hasil penelitian yang dilakukan oleh Coker *et al.* (2009) adalah pemutihan karang akan berdampak terhadap pemangsaan ikan-ikan yang hidup pada terumbu karang. Percobaan yang dilakukan menunjukkan bahwa i) ikan-ikan lebih cenderung mengunjungi karang yang sehat daripada karang yang memutih atau karang mati, ii) ikan pemangsa lebih cepat menyerang mangsanya pada karang yang putih atau karang mati dibandingkan dengan karang yang sehat, dan iii) kecepatan pemangsaan juga lebih tinggi pada karang yang mengalami pemutihan dibandingkan dengan karang yang sehat. Dengan kata lain sintasan ikan mangsa lebih rendah pada karang yang mengalami pemutihan.

Pemutihan karang dapat menyebabkan menurunnya kemampuan makan ikan pemakan karang. Cole *et al.* (2009) menyatakan jumlah gigitan ikan *Labrichthys unilineatus* dan *Chaetodon baronessa* (pemakan karang) pada karang akan meningkat secara signifikan (230 gigitan setiap 10 menit pada ikan *L.unilineatus* dan 35 gigitan setiap 10 menit pada ikan *C.baronessa*) pada hari ke-2 setelah karang memutih, tetapi pada hari ke-3 jumlah gigitan pada karang yang memutih akan menurun secara tajam menjadi 150 gigitan (*L. unilineatus*) dan 5 gigitan (*C. baronessa*). Selanjutnya kemampuan jumlah gigitan ikan *L. unilineatus* dan *C. baronessa* tetap baik pada karang-karang yang sehat. Sebanyak 40 gigitan pada hari ke-2 dan meningkat menjadi 100 gigitan pada hari ke-8 (*L. unilineatus*) dan sebanyak 10 gigitan pada hari ke-2 dan meningkat menjadi 20 gigitan pada hari ke-8 (*C. baronessa*) (Gambar 10-3). Dengan demikian jika terjadi pemutihan dalam skala luas maka kehidupan ikan pemakan karang akan mengalami penurunan secara drastis, disebabkan kemampuan ikan makan menjadi menurun.







Gambar 9-3 A) Jumlah gigitan dalam 10 menit ikan *L. unilineatus* dan *C. baronessa* pada karang yang memutih, karang yang terganggu, dan tidak dimanipulasi. B) Jumlah gigitan dalam 10 menit ikan a) *L.unilineatus* dan b) *C. baronessa* pada karang yang memutih dan karang yang sehat (Cole *et al.* 2009).

## Rekrutmen ikan karang terganggu

Terumbu karang berfungsi menyediakan lingkungan yang tepat untuk proses reproduksi dan pembesaran larva ikan. Fungsi ini sangat menentukan dalam suksesi dan pembentukan struktur komunitas ikan dewasa. Terumbu karang yang memiliki struktur kompleks dan sehat akan memaksimalkan jumlah keragaman dan kuantitas ruang guna kesuksesan reproduksi. Hasil penelitian yang dilakukan Lindahl *et al.* (2001) memperlihatkan bahwa terjadi penurunan densitas ikan dalam area terumbu karang karena kematian karang secara besar-besaran. Kematian yang luar biasa ini akan berakibat pada penurunan kualitas habitat bagi ikan karang. Jika karang mati maka alga berfilamen, yang merupakan makanan yang disukai oleh ikan herbivora, akan tumbuh cepat pada substrat karang.

Terumbu karang menyediakan lingkungan yang tepat bagi kegiatan reproduksi dan penempatan larva ikan, dan ini akan turut menentukan struktur komunitas ikan dewasa. Terumbu karang berstruktur kompleks yang sehat akan memaksimalkan jumlah keragaman dan kuantitas ruangan guna keberhasilan



reproduksi. Pada spesies ikan tertentu seperti jenis Lethrinidae dan Lutjanidae kehidupannya kurang dipengaruhi oleh keberadaan terumbu karang. Namun demikian, hal ini tidak dapat dipastikan hingga diketahui lebih banyak tentang lokasi tempat tinggal yang disukai oleh kelompok ikan tersebut. Pengaruh terhadap famili tertentu seperti Gobiidae dan Caracanthidae lebih parah lagi. Kepunahan global semakin cepat untuk beberapa jenis ikan Gobi penghuni karang dengan kisaran geografis terbatas. Semua famili Caracanthidae yang hanya terdiri atas dua spesies penghuni karang obligat, keduanya sangat jarang ditemukan pada lokasi penelitian (Jones *et al.* 2004).

Reproduksi ikan laut termasuk ikan karang biasanya terjadi pada kisaran temperatur yang sempit. Meningkatnya suhu berkisar 2–3°C dapat menyebabkan terganggunya aktivitas reproduksi atau meningkatkan kematian telur-telur ikan (Munday *et al.* 2009). Selanjutnya hasil penelitian yang dilakukan Sponaogle 2006 *in* Munday *et al.* (2009) memperoleh hubungan antara sintasan larva ikan karang *Thalassoma bifasciatum* dengan peningkatan suhu perairan. Hasil penelitian menunjukkan bahwa setiap peningkatan suhu perairan sebesar 1°C maka angka sintasan ikan ini akan menurun sebesar 4%. Pada ikan *Amphiprion melanopus* meningkatnya suhu sebesar 1°C dapat menurunkan angka sintasan sebesar 8,3% (Green dan Fisher 2004 *in* Munday *et al.* 2009). Secara keseluruhan meningkatnya suhu sebesar 3°C dapat menyebabkan penurunan sintasan ikan karang sebesar 12–25% (Munday *et al.* 2009). Berdasarkan data tersebut, jika peningkatan suhu global dalam skala luas dan terjadi dalam waktu yang lama maka dapat menyebabkan penurunan bahkan kepunahan spesies ikan karang pada masa mendatang.

### Kompetisi ikan karang

Pada kasus tertentu pemutihan karang menyebabkan jumlah ikan karnivora menurun. Penurunan ini disebabkan ikan mangsa banyak yang menjauhi karang berpindah ke habitat karang yang lebih sehat. Berbeda dengan jenis ikan herbivora, pemutihan karang dapat meningkatkan populasinya. Hal ini disebabkan terumbu karang yang mati akan ditumbuhi alga yang menjadi makanan utama ikan herbivora. Secara tidak langsung pemutihan karang mengakibatkan terjadinya perubahan struktur komunitas ikan karang. Sebelum terjadi pemutihan karang, terumbu karang banyak dihuni ikan karnivora tetapi setelah terjadi pemutihan karang, terumbu karang didominasi oleh ikan herbivora.



Menurut Robertson dan Gaines (1986), dampak pemutihan karang terhadap struktur komunitas ikan mengikuti teori umum interaksi antara habitat ikan dan terumbu karang. Terlepas dari pemanfaatan itu sendiri, beberapa faktor yang memberi sumbangan terhadap komposisi komunitas ikan di terumbu semuanya berhubungan dengan struktur fisik dan kompleksitas terumbu karang. Pertama ialah kompetisi makanan yang menjadi faktor penting dalam menentukan keanekaragaman dan kelimpahan ikan. Pada terumbu karang sehat keragaman dan jumlah makanan tinggi dan berdampak positif terhadap keragaman dan kelimpahan ikan, sedangkan pada terumbu yang kurang sehat atau karang mati akan cepat ditumbuhi oleh alga secara berlebihan. Alga ini kemudian dimakan oleh ikan herbivora seperti ikan kakatua (*Scarus* spp.) dan akhirnya populasi jenis ikan ini akan meningkat. Pemangsa alga dalam jumlah besar oleh ikan ini di satu sisi akan membatasi pertumbuhan alga, namun di sisi lain juga merusak struktur terumbu karena menyebabkan erosi pada kerangka kapur karang.

## 9.5 Upaya mitigasi

Sebagaimana telah dikemukakan pada beberapa sub bab terdahulu, pemutihan karang menimbulkan dampak negatif yang besar terhadap ekosistem terumbu karang di seluruh dunia. Oleh karena itu diperlukan upaya mitigasi agar efek yang ditimbulkan dapat dikurangi. Pemulihan terumbu karang secara cepat pada hakekatnya memerlukan campur tangan manusia secara aktif. Upaya yang dapat dilakukan adalah:

- a) Pengurangan emisi karbon secara besar-besaran di seluruh dunia dan penggunaan energi yang ramah lingkungan agar peningkatan suhu global dapat dikurangi.
- b) Pengurangan tekanan antropogenik untuk meningkatkan kemampuan karang dalam beradaptasi terhadap perubahan alam dan juga dapat meningkatkan kemampuan karang dalam pemulihan (peningkatan daya pulih).
- c) Pada terumbu karang yang ditumbuhi oleh makroalga dilakukan pembersihan yang dilakukan secara manual atau melalui metode biologis dengan menebar ikan pemakan alga.
- d) Rehabilitasi habitat terumbu karang yang telah memutih melalui transplantasi karang agar karang yang rusak dapat segera pulih.



## 9.6 Penutup

Efek pemutihan karang terhadap komunitas ikan karang berupa: i) berubahnya struktur komunitas ikan karang, ii) menurunnya keanekaragaman dan kelimpahan sumber daya ikan, iii) meningkatnya pemangsaan, iv) terganggunya rekrutmen ikan karang, dan v) terjadinya kompetisi pada ikan-ikan karang.

Kelompok ikan yang terlebih dahulu hilang dari ekosistem terumbu karang akibat pemutihan karang adalah kelompok piscivora. Sebaliknya kelimpahan kelompok ikan herbivora akan meningkat seiring dengan menurunnya kelimpahan ikan piscivora.

Upaya mitigasi yang dapat dilakukan antara lain: pengurangan emisi karbon dan penggunaan energi ramah lingkungan, pengurangan tekanan antropogenik, pembersihan secara manual atau biologis terumbu karang yang ditumbuhi alga dan rehabilitasi habitat terumbu karang.

## Senarai Pustaka

- Adrim M, Hutomo M, Suharti SR. 1991. Chaetodontid fish community structure and its relation to reef degradation at the Seribu Island reefs, Indonesia. *Proceedings of the regional symposium on living resources in coastal areas*, Manila, Philippines. pp. 163–174.
- Adrim M. 2007. Komunitas ikan karang di perairan Pulau-Pulau Marabatua dan sekitarnya, Kalimantan Selatan. *Jurnal Torani* 17(2): 121–132.
- Ampou EE, Johan O, Menkes CE, Nino F, Birol F, Ouillon S, Andrefouet S. 2017. Coral mortality induced by the 2015-2016 El-nino in Indonesia: the effect of rapid sea level fall. *Biogeosciences* 14: 817–826.
- Anthony KRN. 2016. Coral reefs under climate change and ocean acidification: challenges and opportunities for management and policy. *The Annual Review of Environment and Resources* 41:59–81.
- Baker AC, Glynn PW, Riegl B. 2008. Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80(4): 1–37.



- Burt J, Al-Harthi S, Al-Cibahy A. 2011. Long-term impacts of coral bleaching events on the world's warmest reefs. *Marine Environmental Research* 72(4): 225–229.
- Celliers L, Schleyer MH. 2002. Coral bleaching on high-latitude marginal reefs at Sodwana Bay, South Africa. *Marine Pollution Bulletin* 44(12): 1380–1387.
- Cole AJ, Pratchett MS, Jones GP. 2009. Effects of coral bleaching on the feeding response of two species of coral-feeding fish. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 373(1): 11–15.
- Coker DJ, Pratchett MS, Munday PL. 2009. Coral bleaching and habitat degradation increase susceptibility to predation for coral-dwelling fishes. *Behavioral Ecology* 20(6): 1204–1210.
- Done T, Whetton P, Jones R, Berkelmans R, Lough J, Skirving W, Wooldridge S. 2003. *Global climate change and coral bleaching on the Great Barrier Reef*. Queensland Government Department of Natural Resources and Mines. 54 p.
- Dubinsky Z. 1990. *Ecosystems of the World 25. Coral Reefs*. Elsevier Amsterdam. Oxford-New York - Tokyo. 550 p.
- Edrus IN, Syam AR. 1998. Sebaran ikan hias suku Chaetodontidae di perairan karang pulau Ambon dan peranannya dalam penentuan kondisi terumbu karang. *Jurnal Penelitian Perikanan Indonesia* 4(3):1–10.
- Graham NAJ, Wilson SK, Jennings S, Polunin NVC, Robinson J, Bijoux JP, Daw TM. 2007. Lag effects in the impacts of mass coral bleaching on coral reef fish, fisheries, and ecosystems. *Conservation Biology* 21(5): 1291–1300.
- Hoey AS, Howells E, Johansen JL, Hobbs JPA, Messmer V, McCowan DM, Wilson SK, Pratchett MS. 2016. Recent advances in understanding the effects of climate change on coral reefs. *Diversity* 8(12): 1–22.
- Hukom FD, Bawole R. 1999. Correlation between coral growth forms and butterfly fishes (Chaetodontidae) at Sele Strait, Irian Jaya, Indonesia. *Science in New Guinea* 24(3):135–143.
- Jones GP, McCormick MI, Srinivasan M, Eagle JV. 2004. Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. *National Academic Science USA* 101(21): 8251–8253.



- Jorgensen TL. 2016. Coral reef habitats and fish connectivity. Implications for coastal management and fishery [Tesis]. Stockholm University. 80 p.
- Lambo AL, Ormond RFG. 2006. Continued post-bleaching decline and changed benthic community of a Kenyan Coral Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 52(12): 1617–1624.
- La Tanda. 1996. Komunitas ikan kepe-kepe di perairan terumbu karang perairan Biak, Irian Jaya. Perairan Maluku dan sekitarnya. Balitbang Sumberdaya Laut P3O LIPI, Ambon, 11: 79–88.
- Lindahl U, Ohman MC, Schelten CK. 2001. The 1997/1998 mass mortality of coral: effect on fish community on a Tanzania coral reef. *Marine Pollution Bulletin* 42(2): 127–131.
- McClanahan TR. 2000. Bleaching damage and recovery potential of Maldivian coral reefs. *Marine Pollution Bulletin* 40(7): 587–597.
- Munday PL, Leis JM, Lough JM, Paris CB, Kingsford MJ, Berumen ML, Lambrechts J. 2009. Climate change and coral reef connectivity. *Coral Reefs* 28(2): 379–395.
- Ostrander GK, Armstrong KM, Knobbe ET, Gerace D, Scully EP. 2000. Rapid transition in the structure of a coral reef community: The effects of coral bleaching and physical disturbance. *National Academic Science USA* 97(10): 5297–5302.
- Pratchett MS, Wilson SK, Berumen ML, McCormick MI. 2004. Sublethal effects of coral bleaching on an obligate coral feeding butterflyfish. *Coral Reefs* 23(3):352–356.
- Pratchett MS, Hoey AS, Wilson SK, Messmer V, Graham NAJ. 2011. Changes in biodiversity and functioning of reef fish assemblages following coral bleaching and coral loss. *Diversity* 3(3): 424–452.
- Rani C. 2001. Pemutihan karang: pengaruhnya terhadap komunitas terumbu karang. *Hayati* 8(3): 86–90.
- Reid C, Marshall J, Logan D, Kleine D. 2009. *Coral Reef and Climate Change. The Guide for Education and Awareness*. CoralWatch, The University of Queensland. PB, 256 p.



- Robertson DR, Gaines SO. 1986. Interference competition structures habitat use in a local assemblage of coral reef surgeonfishes. *Ecology* 67(5):1372–1383.
- Roessig JM, Woodley CM, Cech JJ, Hansen LJ. 2005. *Effect of Global Climate Change on Marine and Estuarine Fishes and Fisheries*. WWF-World Wide Fund for Nature. 77 p.
- Rosenberg E, Kushmaro A, Kramarsky E, Banin E, Yossi L. 2009. The role of microorganisms in coral bleaching. *The International Society for Microbial Ecology Journal* 3(2): 139–146.
- Rudi E, Iskandar T, Fadli N, Hidayati. 2012. Effects of coral bleaching on reef fish fisheries at Sabang. Proceedings of the 12<sup>th</sup> International Coral Reef Symposium, Cairns, Australia, 9–13 July 2012. 13E 3 Fisheries.
- Santoso AD. 2006. Pemutihan terumbu karang. *Jurnal Hidrosfir* 1(2): 61–66.
- Spalding MD dan Jarvis GE. 2002. The impact of the 1998 coral mortality on reef fish communities in the Seychelles. *Marine Pollution Bulletin* 44(4): 309–321.
- World Meteorological Organization. 2010. *Climate, Carbon and Coral Reef*. Switzerland. 32 p.
- Wilson SK, Fisher R, Pratchett MS, Graham NAJ, Dulvy NK, Turner RA, Cakacaka A, Polunin NVC. 2010. Habitat degradation and fishing effects on the size structure of coral reef fish communities. *Ecological Applications* 20(2): 442–451.
- Yahya SAS, Gullström M, Öhman MC, Jiddawi NS, Andersson MH, Mgayay YD, Lindahl U. 2011. Coral bleaching and habitat effects on colonisation of reef fish assemblages: an experimental study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 94(1): 16–23.



# Indeks Nama Spesies

## A

<i>Acanthopagrus butcheri</i>	13, 20
<i>Acanthurus triostegus</i>	168
<i>Acestrotrichus pantaneiro</i>	34
<i>Acipenser transmontanus</i>	9
<i>Acipenser dabryanus</i>	70
<i>Acropora cylindrica</i>	182
<i>Acropora elseyi</i>	181, 182
<i>Acropora formosa</i>	182
<i>Acropora hyacinthus</i>	182
<i>Acropora microclados</i>	182
<i>Acropora millepora</i>	182
<i>Acropora palifera</i>	182
<i>Ageneiosus inermis</i>	35
<i>Alcalapia alcalica</i>	144
<i>Amphiprion melanopus</i>	218
<i>Anacropora puertogalerae</i>	182
<i>Anarhichas lupus</i>	28
<i>Anguilla australis</i>	146
<i>Anodontostoma chacundata</i>	111
<i>Aplocheilus panchax</i>	143
<i>Aristichthys nobilis</i>	67
<i>Aspius aspius</i>	68, 76
<i>Auchenipterus nigripinis</i>	35
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	35
<i>Awaous guamensis</i>	84, 85, 92

## B

<i>Barbatula barbatula</i>	72
<i>Barbodes binotatus</i>	137
<i>Barbonymus balleroides</i>	74
<i>Barbonymus gonionotus</i>	115
<i>Barbonymus schwanenfeldii</i>	33
<i>Brachidontes exustus</i>	122

## C

<i>Carassius auratus</i>	30, 154
<i>Catostomus commersonii</i>	16
<i>Chaetodon baronessa</i>	216
<i>Channa striata</i>	143, 146, 147, 153, 155
<i>Cheilinus undulatus</i>	171, 173, 191
<i>Cheimarrich thysfosteri</i>	84
<i>Chelonla brosius</i>	114, 128
<i>Chitalla lopus</i>	67
<i>Chromis viridis</i>	167
<i>Chromobotiama cracantha</i>	74
<i>Citharichthys spilopterus</i>	117, 118, 128
<i>Clarias batrachus</i>	28, 40, 146, 151
<i>Clarias gariepinus</i>	150
<i>Clarias lazera</i>	122, 129
<i>Colossoma macropomum</i>	144



## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan

Coreius heterodon	67	Gambusia affinis	16, 19, 149
Cottus gobio	72	Gasterosteus maculeatus	5
Ctenopharyn godonidella	67, 70, 115	<i>Glossogobius giuris</i>	137
Cyprinella lutrensis	142	Gobio gobio	72
Cyprinus carpio	66, 72, 76, 157	Gobiomorphus breviceps	92
<b>D</b>		Gobiomorphus cotidianus	146
Dicentrarchus labrax	13, 18, 149	Gobiomorphus gobioides	87, 92
Diproctacanthus xanthurus	170, 173, 180, 183	Gobiomorphus huttoni	92
Dussumieria acuta	110, 111, 125	<b>H</b>	
<b>E</b>		Haemulon flavolineatum	171, 199, 200
Eleotris sandwicensis	84, 85	Halichoeres bivittatus	170
Epinephelus fuscoguttatus	168, 197	Hampala macrolepidota	117, 126
<i>Epinephelus malabaricus</i>	171	Helostoma temminckii	67
Epinephelus marginatus	123, 126, 128	Hemibagrus nemurus	67
Epinephelus striatus	167, 168, 171, 188, 190	Hemiodus orthonops	34
Esox lucius	158	Hemisorubim platyrhynchos	33
<b>F</b>		Hippoglossus hippoglossus	5, 9, 19
Fundulus heteroclitus	148	Hypopthalmic thysmolitrix	67
<b>G</b>		<b>I</b>	
Gadus morhua	9, 21, 151, 153	Ictalurus punctatus	148, 151
Galaxias maculatus	84, 92, 146	Isurus oxyrinchus	11
<b>L</b>		<b>L</b>	
		Labeo cylindricus	68, 77
		Labeo rohita	38, 152
		Labrichthys unilineatus	216



## Indeks Nama Spesies

Labroides dimidiatus	170, 173, 174, 176, 192, 197, 198	Nibeas soldado	120, 128
Lagodon rhomboides	121	Notropis atherinoides	142
Lentipes concolor	84, 85	Notropis girardi	142
Lentipes crittersius	98	Notropis stramineus	142
Lentipes dimetrodon	98	<b>O</b>	
Lentipes multiradiatus	98	Oncorhynchus mykiss	5, 7, 19, 20, 21, 146
Lentipes whittenorum	98	Ophiocara porocephala	117
Lepisosteus osseus	68, 76	<i>Ophisternon bengalense</i>	137
Leuciscus leuciscus	70	Oreochromis mossambicus	157
Loricariichthys labialis	34	Oreochromis niloticus	5, 19, 148, 149, 160
Lutjanus fulvus	173, 184, 196, 199	Oryzias latipes	13, 20
<b>M</b>		Osteochilus vittatus	67
Makaira indica	11	<i>Oxyeleotris fimbriata</i>	137
Melanotaenia arfakensis	155, 156, 158, 160	<b>P</b>	
Merluccius merluccius	120	Pachyurus bonariensis	34
Metopograpsus thukuhar	186	Pagrus auratus	8, 9, 14, 20
Micropterus salmoides	13	<i>Parauchenipterus galeatus</i>	35
Molypharynx godonpiceus	67	<i>Pavona cactus</i>	182
Mugil cephalus	13	Perca fluviatilis	72
Myxodes viridis	120, 129	Plecoglossus altivelis	81, 88, 101, 102
<b>N</b>		Plectropomus leopardus	171, 199
Nemipterus hexodon	120, 125	Poecilopora damicornis	181
Nemipterus tambuloides	120, 128	Pomacentrus wardi	170
Neogobius melanostomus	84	Pomatoschis tusminutus	89, 103



## Ekologi Reproduksi dan Pertumbuhan Ikan

<i>Porites lobata</i>	182	<i>Salvelinus alpinus</i>	9
<i>Prionace glauca</i>	11	<i>Sardina pilchardus</i>	113, 125, 127
<i>Prochilodus lineatus</i>	33	<i>Sardinella laieticauda</i>	110
<i>Psephurus gladius</i>	70	<i>Sardinella laieticauda</i>	110, 124, 125
<i>Pseudobalistes flavimarginatus</i>	168, 192	<i>Sardinops sagax</i>	113
<i>Pseudocrenilabrus multicolor</i>	39	<i>Sargochromis codringtonii</i>	120, 127
<i>Pterapogon kaudarni</i>	168	<i>Scleropages jardinii</i>	56
<i>Pterodoras granulosus</i>	33	<i>Seriatoptera hystrix</i>	181
<i>Pygocentrus cariba</i>	29	<i>Serrasalmus brandtii</i>	120, 127
<i>Pygocentrus nattereri</i>	34	<i>Serrasalmus marginatus</i>	34
<b>R</b>		<i>Sicyopterus cyanocephalus</i>	137
<i>Retropinna retropinna</i>	146	<i>Sicyopterus extraneus</i>	92
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	33	<i>Sicyopterus japonicus</i>	82, 87, 101, 102, 103
<i>Rhinogobius brunneus</i>	81, 84, 92, 102	<i>Sicyopterus lagocephalus</i>	98
<i>Rhinogobius flumineus</i>	92	<i>Sicyopterus stimpson</i>	84, 85
<i>Rhinogobius giurinus</i>	93, 104	<i>Sicyopus discordipinnis</i>	98
<i>Rhinogobius rubromaculatus</i>	82, 102	<i>Sicyopus multisquamatus</i>	98
<i>Rhinogobius typus</i>	67	<i>Sicyopus zosterophorus</i>	98
<i>Rhyacichthys aspro</i>	137	<i>Siganus guttatus</i>	12, 22
<i>Rutilus rutilus</i>	13, 16, 30, 72	<i>Smilo sicyopus chloe</i>	98
<b>S</b>		<i>Smilo sicyopus fehlmanni</i>	98
<i>Salmo salar</i>	9, 20, 21, 41, 140, 153, 154	<i>Smilo sicyopus mystax</i>	98
<i>Salmo trutta</i>	30, 135, 139, 149, 152	<i>Solea senegalensis</i>	5, 19
		<i>Stenogobius hawaiiensis</i>	84, 85
		<i>Stiphodon atropurpureus</i>	98
		<i>Stiphodon imperorientis</i>	98
		<i>Stiphodon multisquamus</i>	98



## Indeks Nama Spesies

<i>Stiphodon percnopterygionus</i>	87	<i>Tor tambra</i>	68
<i>Stiphodon semoni</i>	137	<i>Tor tambroides</i>	68
<i>Symphysodon haraldi</i>	54	<i>Trachydoras paraguayensis</i>	34
<i>Syringodium filiforme</i>	122	<i>Tribolodon hakonensis</i>	144
<b>T</b>		<i>Trichopodus pectoralis</i>	67
<i>Thalassiates tunidum</i>	122	<b>U</b>	
<i>Thalassoma bifasciatum</i>	168, 201, 218	<i>Umbra pygmaea</i>	144, 152
<i>Thunnusal bacares</i>	11	<i>Utica gracilipes</i>	186
<i>Tilapia butikoferi</i>	121	<b>W</b>	
<i>Tor douronensis</i>	74	<i>Wallago leerii</i>	67
<i>Tor soro</i>	68		

