

PENGARUH SEDIMENTASI DAN TURBIDITY PADA JEJARING MAKANAN EKOSISTEM AIR MENGALIR (LOTIK)

Sabaruddin Wagiman Tjokrokusumo

Peneliti bidang Ekoteknologi pada Pusat Teknologi Lingkungan
Badan Pengkajian dan Penerapan Teknologi

Abstract

Sedimentation and turbidity are contributed significantly to decreasing population of biotic organisms in aquatic ecosystem. Impact to faunal population in lotic environment may be expressed by pervasive change in local food chains starting from primary trophic levels. Decreasing in primary production associated with increasing a number of sediment content and high in turbidity value and impact on negative level of production of food availability related to a number of zooplankton, insects, freshwater mollusca, and then fish. Direct effect of each trophic levels is affected to mortality levels, decreasing physiological function, and rejection, however decreasing food availability at the trophic level that resulted in depressing growth rate, reproduction and recruitment function. The effect of turbidity on aquatic organisms often as inconsistent in watershed and water treatment. But in this case the different is significantly because of lack of correlation between sediment concentration (mg/liter) and measurement unit (NTU). The use of NTU as a unit measurement in change with suspended sediment (TSS) to predict the effect of aquatic biota in watershed is ambiguous. At the same time, NTU measurement in different watershed is depending on the concentration of suspended sediment. To monitor the effect of turbidity in local watershed we are recommended to use the baseline data to investigate the effect of local watershed that are correlated between suspended sediment and NTU. This study could be happened through a series of monitoring of water flow based on seasonal dynamic and then by using this baseline data, we are creating a useful solution to decrease sediment input into the river water.

Key words : sediment, turbidity, aquatic environment, trophic level, local lotic food chains

I. PENDAHULUAN

Karr et al.⁽¹⁾ memperkirakan bahwa 50% sungai-sungai dan saluran air di USA telah dirugikan oleh adanya degradasi habitat akibat sedimen dan muatan sedimen dalam ekosistem sungai. Pada waktu yang sama, penurunan yang sangat drastis telah terjadi di semua grup atau kelompok fauna akuatik penting. Dari semua species air tawar Amerika Utara,

kira-kira 35% dari kelompok amfibi, 37% dari kelompok ikan, 73% dari kelompok kerang-kerangan dan 65% dari kelompok udang batu telah ekosistem akuatik⁽¹³⁾. Sebab sedimentasi dan turbiditas merupakan kontributor yang paling penting terhadap menurunnya fauna pinggiran sungai, para manajer sumberdaya alam membutuhkan kemampuan untuk dapat

mengevaluasi dan memprediksi pengaruh lokal akibat sedimentasi, tetapi hal tersebut sangat sulit jika mereka harus pertama-tama melakukan suatu ulasan penuh tentang literatur atau kepustakaan yang ada. Tujuan kami adalah untuk memberikan suatu ringkasan yang padat terhadap pengaruh sedimentasi dan turbiditas pada jejaring makanan ekosistem sungai (lotik) dan mendiskusikan prosedur mitigasinya yang dapat diinisiasi untuk menghindari atau mencegah terjadinya dampak biologis.

II. PENGARUH SEDIMEN DAN TURBIDITAS TERHADAP HABITAT DAN BIOTA AKUATIK

Pengaruh sedimentasi dan turbiditas anorganik pada habitat akuatika dan biota tergantung pada tingkat pengukuran dan ketahanan muatan sedimen⁽¹⁴⁾. Tingkat yang tinggi dan bertahan lama (berkelanjutan) kandungan sedimen mungkin akan menyebabkan perubahan yang permanen pada struktur komunitas, keragaman jenis, kepadatan jenis, biomasa, pertumbuhan, dan kecepatan reproduksi dan mortalitas. Dampak pada individu, populasi, dan komunitas biota akuatika diekspresikan melalui perubahan pada jejaring makanan dan habitat lokal. Pengaruh peningkatan sedimen terhadap jejaring makanan (*food chains*) ekosistem lotik adalah pervasif dan dimulai pada tingkat tropik yang primer.

Kandungan sedimen dan transportasi sedimen dapat mempunyai suatu sifat dampak yang abrasif dan dapat mengurangi kuantitas peripiton yang tumbuh pada substrata sungai⁽¹⁵⁾. Peningkatan dalam hal turbiditas lotik dapat membatasi penetrasi sinar dan karena itu mengurangi produksi fitoplankton⁽¹⁶⁾. Penurunan dalam jumlah zooplankton dapat terjadi dengan tingkat yang sangat rendah dari kandungan sedimen tersuspensi. Pada nilai 6 NTU, McCabe and O'Brien⁽¹⁷⁾ menemukan

bahwa efisiensi pencarian makan dari jenis *Daphnia pulex* berkurang sebesar 25%. Pengurangan dalam jumlah biomasa, pertumbuhan dan keragaman jenis makrofitanya juga telah ditunjukkan dapat terjadi dengan tingkat kandungan sedimen dan turbiditas yang lebih tinggi⁽¹⁸⁾. Dengan meningkatnya turbiditas, suatu penurunan dalam hal pertumbuhan tanaman, termasuk alga, dapat terjadi yang disebabkan oleh berkurangnya sinar matahari yang tersedia untuk proses produksi fotosintesa^(19,20). Pengaruh berkurangnya produksi primer pada invertebrata dan ikan pada tingkat tropik yang lebih tinggi tergabung ketika sedimen mengendap pada makrofitanya yang masih tersisa. Jadi, tidak hanya produksi primer saja yang menurun oleh proses sedimentasi dan tingginya turbiditas, tetapi juga kualitas makrofitanya juga menurun yang digunakan sebagai sumber makanan⁽²⁰⁾. Dampak semacam ini dapat terjadi dengan peningkatan yang sedikit saja dalam hal turbiditas berbasis anorganik. Lloyd et al.⁽¹⁸⁾ menemukan bahwa suatu peningkatan turbiditas hanya pada nilai 5 NTU produksi primer akan menurun sebesar 3-13 persen dan peningkatan menjadi 25 NTU, produksi primer akan menurun sebesar 50 persen. Tidak hanya turbiditas yang akan menurunkan ketersediaan makanan untuk herbivora, tetapi juga suatu penurunan dalam hal jumlah fitoplankton akan mengubah ke suatu penurunan jumlah zooplankton⁽¹⁸⁾. Konsekuensi dari suatu penurunan dalam jumlah fitoplankton maka akan menurunkan jumlah zooplankton, mungkin akan menimbulkan pengaruh bertingkat pada tingkat tropik yang lebih tinggi melalui suatu pengurangan dalam hal ketersediaan atau arus energi makanan.

Pengaruh partikel dan muatan tersuspensi pada jenis invertebrata akuatika telah terdokumentasi secara baik.

Kerapatan dan keragaman makroinvertebrata secara langsung berhubungan dengan keragaman substrat⁽²¹⁾. Dengan mengendapnya sedimen, ruang pori diantara partikel kasar pada substrata akan terisi yang tentunya akan mengurangi ketersediaan habitat untuk hidupnya makroinvertebrata⁽²²⁾. Jika sedimen yang dalam jumlah cukup mengisi ruang pori-pori, maka kemudian suatu barrier sedimen yang bersifat impermeable dalam hal tingkat kandungan oksigem *hyporheic* dikarenakan oleh penghambatan sirkulasi air diantara pori-pori partikel^(20,23,24). Oleh karena itu, Ryan⁽²⁰⁾ menyimpulkan bahwa peningkatan sebesar 12-17 persen kandungan sedimen yang berukuran halus mungkin akan diasosiasikan dengan suatu pengurangan sebesar 16-40 persen dalam hal total kelimpahan invertebrata. Dengan sedimentasi pada bahan substrata, struktur komunitas insekta mungkin akan berubah dengan perubahan habitat yang memungkinkan insekta pembuat lobang yang toleran berkembang dengan tingkat kandungan oksigen yang rendah⁽²⁰⁾. Tsui and McCart⁽²⁵⁾ menemukan bahwa kerapatan dan tegakan insekta lotik ternyata berbanding terbalik dengan tingkat kandungan sedimentasi. Wagener and LaPerriere⁽¹³⁾ melaporkan bahwa sedimentasi menurunkan densitas (kerapatan) dan biomasa komunitas bentik makroinvertebrata dan menyatakan bahwa turbiditas merupakan deskriptor yang paling kuat dan menentukan yang berhubungan dengan proses penurunan tadi. Insekta yang lolos melalui drift telah menunjukkan peningkatan dengan meningkatnya sedimen pada substrata^(26, 27). Disamping itu, Rosenberg and Snow⁽²⁸⁾ mendeteksi peningkatan drift pada makroinvertebrata dengan meningkatnya kadungan sedimen. Dengan pemaparan yang berskala mingguan dengan konsentrasi sediment sebesar 1700 mg/L, Fairchild et al.⁽²⁹⁾ menemukan

perubahan dalam pola drift dan struktur komunitas dari komunitas bentik insekta dan melaporkan bahwa pemulihan kembali dari tipe proses pemaparan sedimen ini merupakan perubahan yang bersifat gradual. Gammon⁽³⁰⁾ menemukan bahwa pergeseran dalam komunitas bentik makroinvertebrata dikarakterisasi oleh peningkatan kandungan genera yang toleran terhadap debu (silt) seperti mayflies dari jenis *Tricorythodes*. Pergeseran ini telah diamati pada konsentrasi sedimen tersuspensi sekecil kira-kira 53 mg/L.⁽³⁰⁾

Sementara itu sediment yang terdeposisi dan tersuspensi telah menunjukkan pengaruh negatif terhadap keberlangsungan hidup kijing air tawar (*Unionidae*), keberlangsungan hidup muncul menjadi species yang spesifik. Sebagai contoh Ellis⁽³¹⁾ menunjukkan bahwa 0,6 – 25 cm partikel debu (silt) yang terdeposisi menghasilkan mortalitas yang nyata dari sandshell berwarna kuning (*Lampsilis teres*) dan sementara itu wartyback bertanduk tiga (*Obliquaria reflexa*), serangga daun maple (maple leaf) (*Quadrula quadrula*) and serangga muka kera (monkey face) (*Q. metanevva*) ternyata lebih tahan atau resisten. Floater raksasa (*Pyganodon grandis*) mempunyai tingkat survival yang lebih baik dibandingkan dengan Wabash pigtoe (*Fusconaia flava*) atau sandshell berwarna hitam (*Ligumia recta*) ketika dikuburkan didalam detritus, pasir, pasir mucky atau lumpur debu⁽³²⁾ dan *F. flava* muncul menjadi lebih sensitif terhadap kandungan debu dan pasir dari pada baik insekta buku saku (plain pocker book) (*L. cardium*) maupun fatmucket (*L. siliquoidea*)⁽³³⁾. Namun demikian, *P. grandis*, suatu species yang kerap kali terpapar dengan sedimen yang terendapkan dalam habitat kolam (lentik), mengalami mortalitas yang tinggi (85-100 persen kematian) ketika terpapar dengan 45 cm kandungan debu⁽³²⁾. Elliptio timur

(*Elliptia complanata*) suatu species kijing air tawar umumnya menjadi sangat toleran dengan kondisi sedimen, menunjukkan kecepatan pertumbuhan yang terdepresi dalam substrata berlumpur⁽⁴¹⁾. Hal ini harus dicatat bahwa banyak dari lebih besar species yang menghilang dari ekosistem air tawar Amerika Utara ternyata tersisah berada dalam lokasi riffle dan run habitats, termasuk 15 species dari genus *Epioblasma*⁽³⁴⁾. Kemungkinan bahwa menurunnya genus ini disebabkan oleh kehilangan dan degradasi habitat-habitat seperti yang tersebut diatas.

Dalam suatu percobaan yang dilakukan oleh Aldridge et al.⁽³⁵⁾ untuk mendeterminasi mekanisme paparan sedimen yang mengarah ke kematian kijing, menunjukkan bahwa paparan sebesar 600-750 mg sediment/L mengurangi kecepatan pencerahan dan ekskresi nitrogen dan meningkatkan rasio O:N untuk jenis pimpleback (*Q.pustulosa*), southern pigtoe (*F.cerina*) dan Mississippi pigtoe (*Pleurobema beadleanum*). Aldridge et al.,⁽³⁵⁾ menghipotesakan bahwa pengaruh dari peningkatan paparan sedimen pada species ini merupakan suatu proses kelaparan dikarenakan oleh kecepatan/kemampuan filtrasi yang menurun. Namun demikian, dikebanyakan studi hanya berkenaan dengan pengaruh sedimen pada kijing air tawar dan menyatakan tingkat kehidupan setelah paparan sedimen, dan menempatkan sedikit penekanan pada sebab-sebab dari kematian tersebut.

Kepustakaan yang berkenaan dengan kondisi kelautan berisi sejumlah studi tentang pengaruh sedimentasi pada hewan berkeping dua (*bivalves*) yang dapat digunakan untuk menggambarkan kondisi dan menarik kesimpulan tentang pengaruh sedimen terhadap species air tawar. Bayne et al.⁽³⁶⁾ menyatakan bahwa kijing biru (blue mussel, *Mytilus edulis*),

mengkompensasi peningkatan sedimen tersuspensi melalui (1) peningkatan kecepatan filtrasi, (2) peningkatan proporsi materi filtrasi yang ditolak, dan (3) peningkatan seleksi efisiensi untuk bahan organik. Oyster timur (*eastern oyster, Crasso trea virginica*) juga mengkompensasi peningkatan beban sedimen melalui pemilahan partikel dan seleksi makanan, seperti halnya bahan pseudofecal yang diproduksi oleh hewan ini berisi energi yang lebih sedikit, nitrogen, dan karbon per mg dari pada makanan yang dimakan⁽³⁷⁾. Proses pemilihan makanan dalam kondisi sedimen tidak muncul menjadi kebiasaan untuk semua species berkeping dua. Beberapa contoh seperti jenis *Spisula solidissima*, *Chlamys islandic*, dan *Pinctada imbricate* yang mempunyai produksi pseudofecal yang solid (*bulk*) dengan pilahan penolakan yang terbatas dari partikel makanan yang tidak diinginkan^(38,39,40). Konsekuensinya, efisiensi diet yang diabsorpsi untuk species-species ini cenderung menurun selama paparan terhadap sedimen. Bricelj and Malouf⁽⁴¹⁾ menyimpulkan bahwa species-species yang merespon terhadap sedimen sepertinya gampang beradaptasi terhadap tingkat sedimen dalam lingkungan lokal, seperti halnya species yang hidup dalam lingkungan turbid akan dapat lebih baik atau mampu menseleksi partikel organik dan inorganik. Sebab banyak dari species kijing air tawar yang dalam keadaan hampir punah lambat laun berkembang dalam lingkungan aliran sungai yang deras dengan sejarah tingkat kandungan sedimen tersuspensi yang rendah, species seperti ini mungkin tidak mampu secara aktif menseleksi partikel organik dan inorganik dalam kolom air. Karena itu, walaupun tingkat sedimen yang rendah, mungkin jenis ini akan mengurangi proses pengambilan makanan dan sehingga mempunyai pengaruh sublethal pada pertumbuhan

unionid dan reproduksinya. Sebagai contoh, sedimen yang halus mungkin akan mengganggu kecepatan proses pengambilan makanan dan secara tidak langsung akan mempengaruhi pertumbuhan melalui suatu pengurangan produksi hasil proses fotosintesa⁽³⁴⁾.

Pengaruh sedimentasi dan turbiditas pada grup taksonomi yang ada dimana-mana seperti halnya dari jenis udang batu (crayfish) dan siput (snails) adalah sangat menakutkan karena tidak terdokumentasi dalam kepustakaan ilmiah. Crayfish diduga menjadi toleran terhadap lingkungan dari gangguan yang bersifat periodik terhadap kualitas habitat, tetapi tidak ada uji coba pengaruh sedimentasi yang telah dilakukan. Hal yang sama, ditemukan juga terhadap snails, belum pernah diuji coba untuk toleransinya terhadap sedimen, walaupun ada pengaruhnya terhadap sumberdaya makanan mereka, seperti halnya bentik alga, tidak diragukan lagi mempengaruhi populasi gastropoda. Sebagai grazers yang paling dominan di sungai, faktor apapun yang mengurangi kelimpahan dan ketersediaan alga atau kecukupnya terhadap substrata untuk proses mengambil makanan dan mobilitasnya, akan menjadi kerugian terhadap populasi gastropoda.

Sedimentasi dan turbiditas dapat juga berkontribusi terhadap menurunnya populasi ikan di tingkat lokal. Sebab ikan dapat menyebar secara gampang, kebanyakan spesies mungkin dengan gampang merubah lokasi tempat mencari makan ketika muatan sedimen meningkat⁽⁴²⁾. Sebagai contoh, penghindaran air yang keruh telah diamati secara seksama dalam hal anakan soho salmon (*Orcorhynchus kisutch*), artic grayling (*Thymallus arcticus*), dan rainbow trout (*O. mykiss*)^(43,44). Untuk spesies yang masih tertinggal dalam lokasi yang terganggu, tingkat elevasinya dari sedimen mungkin mempunyai suatu pengaruh

yang merugikan pada kesehatan ikan. Peningkatan sedimentasi dan turbiditas dapat mengurangi oksigen terlarut dalam kolom air, dan dalam kondisi kasus ekstrim mungkin dapat menyebabkan suatu proses penebalan epithelium gill (insang epitel) dan mengurangi fungsi respiratori^(45,46,47) (Horkel and Pearson, 1976); Goldes et al., 1988; Waters, 1995). Peningkatan tingkat kematian telah dinyatakan berasosiasi dengan peningkatan sedimen tersuspensi untuk beberapa jenis ikan seperti: arctic grayling (*T. arcticus*), Atlantic silverside (*Menidia menida*), rainbow trout (*O. mykiss*), fourspine stickleback (*Apeltes quadracus*), white perch (*Morone Americana*), yellow perch (*Perca flavescens*) American shad (*Alosa spidissima*), striped bass (*M. saxatilis*), coho salmon (*O. keta*), striped killifish (*Fundulus Iajalis*), sheepshead minnow (*Cyprinodon variegates*), dan bahkan carp (*Cyprinus carpio*)^(43, 44). Dengan terjadinya sedimentasi, habitat untuk bertelur juga mungkin akan tercekik (terhambat atau terganggu). Hal ini dapat terjadi sebenarnya khususnya untuk jenis ikan yang bertelur di substrata⁽⁴⁸⁾. Jika sedimentasi terjadi setelah proses bertelur, kemudian suplai oksigen ke telur dan sac fry dalam substrata berkurang dikarenakan penurunan sirkulasi air^(47, 49). Konsekuensinya, proses sedimentasi mengurangi ketersediaan habitat untuk bertelur, mengurangi aktivitas bertelur, dan meningkatkan kematian telur dan larva (anakan)^(50,20). Suatu peningkatan dalam hal kematian sac fry dari arctic grayling (*T. arcticus*) juga telah ditunjukkan terjadi dengan adanya peningkatan tingkat turbiditas⁽⁵¹⁾. Strategi reproduksi yang mengikutsertakan perhatian induk ikan seperti yang terjadi dalam kasus fin fanning dan egg nipping serta mouthing, muncul menjadi lebih sukses dan berhasil dalam habitat sedimen dari pada kebanyakan spesies yang

menggantungkan hidupnya pada substrata atau yang menebarkan telurnya di pelagik⁽⁵²⁾. Namun demikian, hal ini harus ditekankan bahwa reproduksi species air hangat seperti halnya largemouth bass (*Micropterus salmoides*), bluegill (*Lepomis macrochirus*), dan redear sunfish (*Ileopomis microlophus*) juga dapat hidup dalam tingkat yang lebih tinggi kadar sedimen tersuspensinya⁽⁵³⁾.

Kesuksesan proses pengambilan makanan oleh species ikan yang tergantung pada strategi pengamatan visual dapat dipengaruhi oleh air yang tersedimentasi dan turbiditasnya tinggi. Secara umum, kelimpahan hewan yang mengambil makanan secara visual, seperti ikan sunfish dan trout, menurun dengan adanya peningkatan dalam hal turbiditas^(54,52). Gardner⁽⁵⁴⁾ menemukan bahwa kecepatan pengambilan makanan oleh bluegills (*L. macrochirus*) menurun pada tingkat turbiditas bernilai 60 NTU, dan Breitburg⁽⁵⁵⁾ mencatat bahwa striped bass larvae mengkonsumsi kurang *D.pulex* dengan meningkatnya konsentrasi sedimen. Species yang tergantung pada insekta yang terdrifting sebagai sumber makanan utamanya, termasuk trout dan salmon, juga telah meunjukkan depresi terhadap kecepatan proses pengambilan makanan⁽²⁰⁾.

Dari ulasan diatas dapat disimpulkan bahwa turbiditas dan sedimentasi dapat mempunyai pengaruh yang mendalam pada ekosistem lokal atau setempat dari sistem air mengalir (lotik) pada taraf individu, populasi dan komunitas. Dalam suatu kondisi lingkungan tertentu, penurunan ketersediaan makanan, kualitas lingkungan, dan degradasi habitat dapat secara langsung mempengaruhi tingkat pertumbuhan, rekrutmen, dan kematian pada tingkat trofik yang majemuk mulai dari rendah hingga tinggi. Dalam lingkungan sedimentasi dan turbiditas yang tinggi, penurunan dalam hal jumlah

dan densitas species, biomasa dan kergaman jenis dalam keseluruhan tingkat trofik dirubah kedalam penurunan dalam hal input energi makanan ke tingkat trofik yang lebih lanjut. Penurunan dalam hal kelimpahan tanaman, zooplankton dan insekta menginisiasi penurunan dalam hal jumlah kelimpahan herbivore, omnivore dan seterusnya hingga pada klas predator seperti ikan⁽⁵²⁾. Adaptasi biotik terhadap gangguan sedimen juga mungkin menyebabkan perubahan dalam hal komposisi komunitas ekosistem lokal. Suatu pengaruh sinergis lebih lanjut mungkin dapat terjadi ketika komunitas lotik terdampak oleh adanya pestisida dan racun lainnya yang masuk ke sungai atau aliran sungai dengan membawa materi erosi atau sedimen⁽⁵⁶⁾.

III. TEKNOLOGI PENGENDALIAN KANDUNGAN SEDIMEN

Banyak teknik pengendalian sedimen telah digunakan untuk mengurangi erosi dan membatasi input sedimen ke sungai dan aliran air. Beberapa dari metoda yang lazim digunakan termasuk diantaranya implementasi rintangan yang terbuat dari tenunan, penangkap dan kolam sedimen, pembuatan kanal air, penanam tanaman, dan konstruksi dan perawatan jalan yang layak⁽⁴⁷⁾. Meskipun sektor kehutanan, pertambangan, jalan, dan aktivitas konstruksi adalah sumber sedimen yang sangat penting pada lingkungan ekosistem lotik, sumber dari mereka tertutupi oleh input sedimen dari sumber aktivitas pertanian⁽⁴⁷⁾. Oleh karena itu, kami menekankan pentingnya jalur buffer atau zona penyangga pinggiran sungai dan pagar ternak pinggiran sungai untuk mengurangi input sedimen.

Secara sederhana didefinisikan, bahwa daerah pinggiran sungai merupakan lajur bervegetasi sepanjang sungai dan aliran air. Vegetasi ini mungkin dapat

dipertimbangkannya atau dinyatakan sebagai ekosistem yang paling penting. Lowrance et al. ⁽⁵⁶⁾ menyatakan bahwa ekosistem pinggir sungai merupakan ekosistem dari kumpulan organisme yang sangat kompleks dan lingkungan mereka berada berdampingan dan dekat dengan air yang mengalir. Ekosistem pinggir sungai juga merupakan suatu kelas lahan basah yang paling istimewa atau special. Zona pinggir sungai kerap kali digambarkan sebagai daerah pertanian yang paling baik (prime agriculture area), baik untuk produksi tanaman pangan maupun ternak, sebab adanya pengkayaan hara secara musiman oleh banjir ⁽⁵⁶⁾. Suatu pengaruh yang paling utama dari vegetasi pinggir sungai adalah perlambatan erosi dengan mengurangi kecepatan aliran air permukaan yang memungkinkan deposisinya materi erosi dalam zona pinggir sungai sebelum air masuk kedalam lingkungan air mengalir (lotik) ^(56,57). Sebagai informasi tambahan terhadap penangkapan sedimen, zona pinggir sungai juga menyaring hara dari limpasan aliran permukaan untuk kemudian disimpan dalam materi tanaman. Mereka juga memberikan kestabilan terhadap tebing sungai dan meregulasi suhu dalam sungai melalui perlindungan kanopi tanaman. Oleh karena adanya sifat dan karakterisasi tanah mereka, zona pinggir sungai menyimpan sejumlah besar volume air. Air ini dilepaskan dalam jumlah yang lebih banyak dari pada daerah pinggir yang gundul. Jadi, daerah pinggir sungai yang rimbun dapat memfiltrasi secara konsistensi dalam hal pola aliran tahunan ⁽⁵⁶⁾. Tingkat sedimen tersuspensi meningkat secara cepat selama kejadian badai hujan apabila vegetasi pinggir sungai tidak dijumpai atau tidak ada ⁽⁵⁸⁾. Withworth and Martin ⁽⁵⁹⁾ membandingkan sungai-sungai dengan dan tanpa lajur filter pinggir sungai dan menemukan bahwa

kebanyakan lokasi sungai dengan lajur filter mempunyai suatu jumlah total dan keragaman taksa invertebrata yang jauh lebih tinggi. Mereka juga menyatakan bahwa lokasi-lokasi tersebut dengan lajur pinggir sungai juga mempunyai kekayaan species, keragaman hayati, densitas total dan indeks biotik integritas (IBI) yang lebih tinggi untuk jenis ikan ⁽⁵⁹⁾.

Rekomendasi untuk lebar optimal dari zona tanaman pinggir sungai sangat bervariasi berdasarkan literatur atau kepustakaan. Lebar yang dibutuhkan berdasarkan literatur untuk lajur buffer tergantung pada tujuan penggunaan wilayah DAS (watershed) dan tipe lereng perbukitan. Erman dan Mahoney ⁽⁶⁰⁾ menemukan bahwa lajur buffer tanaman pinggir sungai lebih kecil dari 30 meter tidak cukup untuk mencegah sungai dan aliran air dari pengaruh pembalakan liar (*illegal logging*) di DAS (watershed) pegunungan California bagian Selatan. Untuk meyakinkan fungsi yang sebenarnya, Waters ⁽⁴⁷⁾ merekomendasikan dalam suatu buku petunjuk mengukur lebar yang dibutuhkan untuk zona tanaman pinggir sungai berkisar antara 50 meter sampai 300 meter, tergantung pada kondisi lokal ekosistem sungai. Walaupun tidak ada regulasi (rules) cepat dan jelimet untuk mendeterminasi kebutuhan lebar lajur tanaman pinggir sungai yang seharusnya, hal ini harus dilakukan dengan cara yang bijaksana atau ekstra hati-hati untuk mengambil suatu pendekatan manajemen yang konservatif guna menyakinkan hubungan atau keterkaitan antara kualitas tanaman pinggir sungai dan biotanya atau biota yang berada dalam sungai. Hal ini sesungguhnya sangat benar untuk lokasi-lokasi yang berada pada dataran banjir dekat sungai atau dekat dengan datarann banjir sungai. Wilkin and Hebel ⁽⁶¹⁾ menemukan bahwa kebanyakan materi tererosi dalam suatu DAS (watershed)

datang dari dataran banjir yang ditanami dengan tanaman pangan, lebih banyak dari pada wilayah dataran tinggi yang ditanami dengan tanaman pangan didalam satu wilayah DAS (watershed). Dari data berikut, hal ini adalah sangat bijaksana untuk menyimpulkan bahwa lahan tanaman pangan tidak boleh diperluas hingga ke daerah pinggiran sungai atau lahan perairan, dan bahwa zona tanaman pinggiran sungai dibuat tidak untuk menyediakan pakan untuk ternak (grazing). Kami sangat menekankan bahwa harus ada suatu jual-beli antara keuntungan didalam sungai dengan kehilangan nilai ekonomi berkenaan dengan penentuan lebar tanaman pinggiran sungai. Lebar tanaman pinggiran sungai yang lebih lebar dari yang dibutuhkan untuk menghambat transmisi materi tererosi ke lingkungan perairan sama halnya dengan memindahkan lahan yang bernilai jauh dari produksi. Wilayah penelitian yang diinginkan berkenaan dengan lebar optimal dari zona riparian sesungguhnya membutuhkan pengembangan lebih lanjut. Dimana memungkinkan, kami merekomendasikan bahwa zona riparian, berapapun lebarnya, harus disinghkirkan dari produksi tanaman dan ternak dengan membuat pagar dengan cara pembangunan sumberdaya air alternative lainnya untuk kebutuhan pertanian dan ternak

Dalam Masyarakat Perikanan Amerika, posisi pernyataan tentang pengaruh perumputan ternak pada ekosistem tanaman pinggiran sungai dan ekosistem sungai, atau overgrazing merupakan hal yang didaftar sebagai suatu sumber yang sangat signifikan penyebab terjadinya degradasi wilayah pinggiran sungai⁽⁶²⁾. Degradasi pinggiran sungai oleh hewan ternak mengurangi fungsi filter sedimen pada wilayah ini. Dampak lebih lanjut adalah kerap kali tebing sungai gugur atau longsor dan tererosi dikarenakan di-injak-injak oleh

hewan. Eliminasi perumputan oleh hewan ternak di wilayah pinggiran sungai telah ditunjukkan mempunyai suatu pengaruh restorasi yang nyata pada biota sungai. Keuntungan ini termasuk dapat meningkatkan dalam hal input sumber allochthonous, meningkatkan standing stock dan biomasa ikan, meningkatkan dalam hal makanan ikan, dan meningkatkan dalam hal perlindungan terhadap ikan⁽⁶²⁾. Disamping itu, berdampak juga pada mengurangi suhu sungai, mengurangi sedimen pada substrata, meningkatkan dalam hal vegetasi pelindung, menurunkan dalam hal lebar rata-rata sungai, meningkatkan kedalaman rata-rata dan meningkatkan stabilitas tebing, telah ditunjukkan dapat terjadi secara nyata⁽⁶²⁾. Dengan perkataan lain, restorasi zona riparian menghasilkan suatu dampak atau pengaruh yang positif sangat nyata terhadap kondisi biota dan abiotik dalam lingkungan ekosistem perairan lotik.

IV. KESIMPULAN DAN SARAN

(1) Sedimentasi dan turbidity merupakan dua faktor yang saling berkaitan, dan mempunyai kontribusi yang sangat nyata terhadap menurunnya populasi organisme di lahan perairan.

(2) Dampak terhadap fauna perairan mengalir atau sungai mungkin diekspresikan melalui perubahan pada rantai makanan dimulai dari tingkat trofik primer.

(3) Penurunan dalam hal produksi primer diasosiasikan dengan meningkatnya jumlah kandungan sedimen dan tingginya nilai turbidity.

(4) Produksi akan berpengaruh secara bertingkat yang bersifat negatif melalui penurunan ketersediaan makanan dalam kaitannya dengan jumlah zooplankton, insekta, moluska, dan ikan.

(5) Pengaruh langsung pada setiap

tingkat trofik adalah besarnya tingkat kematian, menurunnya fungsi fisiologis, dan penolakan menghindari habitat yang tercemar.

(6) Penurunan dalam hal ketersediaan makanan pada setiap tingkat trofik juga menghasilkan tekanan pada kecepatan pertumbuhan, reproduksi, dan rekrutmen atau menghasilkan keturunan.

(7) Dampak turbidity terhadap organisme akuatik kerap kali seperti inkonsisten diantara watershed dan percobaan uji, tetapi dalam hal ini perbedaan yang sangat nyata adalah disebabkan karena kurangnya atau tidak adanya korelasi antara konsentrasi sediment yang tersuspensi (mg/L) dengan unit ukuran (NTU).

(8) Penggunaan NTU sebagai suatu ukuran yang menggantikan sedimen tersuspensi untuk menduga pengaruh biotik didalam watershed adalah membimbangkan atau meragukan. Sama halnya dengan pengukuran NTU dari watershed yang berbeda. mungkin berkorelasi dengan konsentrasi yang berbeda dari sediment tersuspensi.

(9) Untuk pemantauan pengaruh turbidity didalam watershed yang bersifat lokal, kami merekomendasikan bahwa korelasi antara sedimen tersuspensi dengan NTU ditelaah melalui suatu rentang pencatatan air yang keluar masuk aliran sungai dan bahwa hal ini dapat digunakan sebagai suatu data dasar (baseline) untuk menelaah pengaruh lokal kondisi sedimen terhadap kehidupan organikme perairan mengalir di dalam suatu watershed.

DAFTAR PUSTAKA

1. Karr, J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant, and I.J. Schlosser (1986). Assessing biological integrity in

running waters: a method and its rationale. Special Publication 5. Illinois National History Survey, Champaign, IL., USA.

2. Williams, J.D., M.L. Warren, Jr., K.S. Cummings, J.L. Harris, and R.J. Neves (1993). Conservation status of freshwater mussels of the United States and Canada. Fisheries (Bethesda) 18:6-22.

3. Rcihter, B.D., D.P. Braun, M.A. Mendelson, and L.L. Master (1997). Threats to imperiled freshwater fauna. Cons. Biol. 11:1081-1093.

4. Williams, J.E., J.E. Johnson, D.A. Hendrickson, S. Contreras-Balderas, J.D. Williams, M. Navarro-Mendoza, D.E. McAllister, and J.E. Deacon (1989). Fishes of North America: endangered, threatened, or of special concern. Fihseries (Bethesda) 14:2-20.

5. Brown, G.W. (1972). Forestry and Water Quality. Oregon State University Press. Corvallis, OR, USA.

6. Firehock, K. (1991). Virginia's Erosion and Sediment Control Law: A Citizen's Action Guide. Izaak Walton League of America, Arlington, V.A., USA.

7. Pimentel, H., C. Harvey, P. Resosudarmo, K. Sinclair, D. Kurz, M. McNair, S. Crist, L. Shpritz, L. Fitton, R. Saffouri, and R. Blair (1995). Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. Science 267:1117-1123

8. Clark, E.H. (1985). II. The off-site costs of soil erosion. J. Soil Water Conserv. 40:19-22.

9. Judy, R.D. Jr., P.N. Seeley, T.M. Murray, S.C. Svirsky, M.R. Whitworth, and L.S. Ischinger (1984). !982 national fisheries survey. Volume I. technical report: initial findings. Report No. FWS/OBS-84/06, U.S. Fish and wildlife Service, Washington D.C., USA.

10. Ritchie, J.C. (1972). Sediment, fish and fish habitat. J. Soil Water

Conserve 27:124-125.

11. Lemly, A.D. (1982). Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hydrobiologia* 87:229-245.

12. Environmental Protection Agency (1994). The quality of our Nation's water: 1992. Report No. EPA 841-S-94-002. EPA Office of Water, Washington D.C., USA.

13. Wagener, S.M. and J.D. LaPerriere (1985). Effects of placer gold mining on primary production in subarctic streams of Alaska. *Water Res. Bull.* 22:91-99.

14. Cairns, J. (1990). Disturbed ecosystems a opportunities for research in restoration ecology. Pp.307-320. In: *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research.* (Jordan, W. R., Gipin, M.E., and Abers, J.D., eds.). Cambridge University Press, Cambridge, UK.

15. Steinman, A.D. and C.D. McIntire (1990). Recovery of lotic periphyton communities after disturbance. *Environ. Manage.* 14:598-604.

16. Hoetzel, G., and R. Croome (1994). Long-term phytoplankton monitoring of the Darling River at Burtundy, New South wales: incidence and significance of cyanobacterial blooms. *Aust. J. Mar. Freshwater res.* 45:747-759.

17. McCabe, G.D., and W.J. O'Brien (1983). The effects of suspended silt on feeding and reproduction of *Daphnia pulex*. *Am. Midl. Nat.* 110:324-337.

18. Lloyd, D.S., J.P. Koenings, and J.D. LaPerriere (1987). Effects of turbidity in freshwaters of Alaska. *N.Am. J. Fish. Manage.* 7:18-33.

19. Kirk, J.T.O. (1985). Effects of suspensoids (turbidity) on penetration of solar radiation in aquatic ecosystems. *Hydrobiologia* 125:195-208.

20. Ryan, P.A. (1991). Environmental

effects of sediment on New Zealand streams: a review. *New Zeal. J. Mar. Freshwat. Res.* 25:207-221.

21. Gore, J.A. (1985). Mechanisms of colonization and habitat enhancement for benthic macroinvertebrates in restored rive channels. Pp.82-102. In: *The Restoration of Rivers and Streams: Theories and Experience.* (Gore, J.A., ed.) Butterworth Publishers, Boston, M.A., USA.

22. Lenat, D.R., D.L. Penrose, and K.W. Eagleson (1981). Variable effects of sediment addition on stream benthos. *Hydrobiologia* 79:187-194.

23. Beshchta, R.L. and W.L. Jackson (1979). The intrusion of fine sediments into a stable gravel bed. *J. can. Board Fish. Res.* 36:204-210.

24. Gordon, N.D., T.A. McMahon, and B.L. Finlayson (1992). *Dream Hydrology: An Introduction for Ecologists.* John Wiley and Sons, New York, USA.

25. Tsui, P.T.P. and P.T. McCart (1981). Effects of stream-crossing by a pipeline on the benthic macroinvertebrate communities of a small mountain stream. *Hydrobiologia* 79:271-276.

26. Rosenberg, D.M. and A.P. Wiens (1978). Effects of sediment addition on macrobenthic invertebrates in a northern Canadian river. *Water Res.* 12:753-763.

27. Culp, J.M., F.J. Wrona, and R.W. Davies (1986). Response of stream benthos and rift to fine sediment deposition versus transport. *Can. J. Zool.* 64:1345-1351.

28. Rosenberg, D.M., and N.B. Snow (1975). Ecological studies of aquatic organisms in the Mackenzie and Porcupine river drainages in relation to sedimentation. Development Technical Report 547, Canadian Fisheries and marine Services Research, Winnipeg, Manitoba, Canada.

29. Fairchild, J.F., T. Boyle, W.R.

- English, and C. Rabeni (1987). Effects of sediment and contaminated sediment on structural and functional components of experimental stream ecosystem. *Water Air Soil Pollut.* 36:271-293.
30. Gammon, J.R. (1970). The effect of inorganic sediment on stream biota. *Water Pollution Control Research Series. Report No. 18050 DWC 12/70*, U.S. Environmental Protection Agency. Government Printing Office, Washington D.C., USA.
31. Ellis, M.M. (1936). Erosion silt as a factor in aquatic environments. *Ecology* 17:29-42.
32. Imlay, M.J. (1972). Greater adaptability of freshwater mussels to natural rather than to artificial displacement. *Nautilus* 86:7679.
33. Marking, R.H. and T.D. Bills (1980). Acute effects of silt and sand sedimentation on freshwater mussels. Pp. 204-211. In: *Proceedings of the Symposium on Upper Mississippi River Bivalve Mollusks.* (Rasmussen, J.L., ed.). Upper Mississippi River Conservation Committee, Rock Island, IL, USA.
34. Box, J.B. and J. Mossa (1998). Sediment, land use, and freshwater mussels: prospects and problems. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 18:99-117.
35. Aldridge, D.W., B.S. Payne, and A.C. Miller (1987). The effects of intermittent exposure to suspended solids and turbulence on three species of freshwater mussels. *Environ. Poll.* 45:17-28.
36. Bayne, B.L., J.P. I., Iglesias, A.J.S., Hawkins, E. Navarro, M. Heral, and J.M. Deslous-Paoli (1993). Feeding behaviour of the mussel, *Mytilus edulis*: responses to variation in quantity and organic content of the seston. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 73:813-829.
37. Newell, R.I.E., and S.J. Jordan (1983). Preferential ingestion of organic material by the American oyster. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 13:47-53.
38. Vahl, O. (1980). Seasonal variation in seston and in the growth rate of Iceland scallop, *Chlamys islandica* (O.F. Muller) from Balsfjord, 70 N. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 48:195-204.
39. Robinson, W.E., W.E. Wehling, and M.P. Morse (1984). The effect of suspended clay on feeding and digestive efficiency of the surf clam, *Spisula solidissima* (Dillwyn). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 74:1-12.
40. Ward, J.E. and B.C. MacDonald (1996). Pre-digestive feeding behaviours of two sub-tropical bivalves: responses to an acute increase in suspended sediment concentration. *Bull. Mar. Sci.* 59:417-432.
41. Bricelj, V.M. and R.E. Malouf (1984). Influence of algal and suspended sediment concentrations on the feeding physiology of the hard clam, *Mercenaria mercenaria*. *Mar. Biol.* 84:155-165.
42. Barton, B.A. (1977). Short-term effects of highway construction on the limnology of a small stream in southern Ontario. *Freshwater Biol.* 7:99-108.
43. Newcombe, C.P. (1994). *Suspended Sediment in Aquatic Ecosystems: III. Effects as a Function of concentration and Exposure.* Habitat Protection Branch, Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, B.C., Canada.
44. Newcombe, C.P. and J.O. Jensen (1996). Channel suspended sediment and fisheries: a synthesis for quantitative assessment of risk and impact. *N. Am. J. Fish. Manage.* 16:693-727.
45. Horkel, J.D., and W.D. Pearson (1976). Effects of turbidity on ventilation rates and oxygen consumption of green sunfish, *Lepomis cyanellus*. *Trans. Am. Fish. Soc.* 105:107-113.
46. Goldes, S.A., H.W. Ferguson, R.D. Moccia, and P.Y. Daoust (1988).

Histological effects of the inert suspended clay kaolin on the gills of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. *J. Fish. Dis.* 11:23-33.

47. Waters, T.F. (1995). *Sediment in Streams: Sources, Biological Effects and Controls*. American Fisheries Society Monograph 7. American Fisheries Society, Bethesda, M.A., USA.

48. Muncy, R.J., G.J. Atchison, R.V. Bulkley, B.W. Menzel, L.G. Perry, and R.C. Summerfelt (1979). Effects of suspended solids and sediment on reproduction and early life of warmwater fishes: a review. report No. EPA Report 600/3-79-042, U.S. Environmental Protection Agency, Washington D.C., USA.

49. Argent, D.G. and p.A. Flebbe (1999). Fine sediment effects on brook trout eggs in laboratory streams. *Fish. Res.* 39:253-262.

50. Alabastr, J.S. and R. Lloyd (1992). *Water Quality Criteria for Freshwater Fish*. Butterworth Publishers, London, UK.

51. Reynolds, J.B., R.C. Simmons, and A.R. Burkholder (1989). Effects of placer mining discharge on health and food of Arctic grayling. *Water res. Bull.* 25:625-635.

52. Berkman, H.E., and C.F. Rabeni (1987). Effect of siltation on stream fish communities. *Environ. Biol. Fishes.* 18:285-294.

53. Buck, D.H. (1956). Effects of turbidity on fish and fishing. *Trans. N. Am. Wildl. Conf.* 21:249-261.

54. Gardener, M.B. (1981). Effects of turbidity on feeding rates and selectivity of bluegills. *Trans. Am. Fish. Soc.* 110:446-450.

55. Breitburg, L. (1988). Effects of turbidity on prey consumption by striped bass larvae. *Trans. Am. Fish. Soc.* 117:72-77.

56. Lawrence, R., R. Leonard, and J.

Sheridan (1985). Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. *J. Soil Water Conserve.* 18:87-91.

57. Schwab, G.O., D.D. Fangmier, W.J. Elliot, and R.K. Frevert (1993). *Soil and Water Conservation Engineering*. 4th Ed. John Wiley and Sons, New York, USA.

58. Schlosser, I.J. and J.R. Karr (1981). Riparian vegetation and channel morphology impact on spatial patterns of water quality in agricultural watersheds. *Environ. Manage.* 5:233-243.64.

59. Whitworth, M.R., and D.C. Martin (1990). Instream benefits of CRP filter strips. *Trans. 55th N. Am. Wildl. Nat. Resow. Conf.* 1990:41-45.

60. Erman, D.C. and D. Mahoney (1983). Recovery after logging in streams with and without buffer strips in northern California. Contribution #186, California Water Resource Center, University of California, Davis, C.A., USA.

61. Wilkin, D.C. and S.J. Hebel (1982). Erosion, redeposition, and delivery of sediment to Midwestern streams. *Water Resour. Res.* 18:1278-1282.

62. Armour, C.L., D.A. Duff, and W. Elmore (1991). The effects of livestock grazing on riparian and stream ecosystems. *Fisheries (Bethesda)* 16:7-11.