

# **A PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO DO ALTO RIO PARANÁ**

## **SITE 6**

Ângelo Antônio Agostinho, Sidinei Magela Thomaz & Keshiyu-Nakatani

Universidade Estadual de Maringá, Nupelia, Av. Colombo, 5790, Maringá, PR, CEP 87020-900; e-mail: agostinhoaa@nupelia.uem.br

## INTRODUÇÃO

O rio Paraná, principal rio da bacia do Plata, é o décimo maior do mundo em descarga ( $50.10^8 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$ ) e o quarto em área de drenagem ( $28.10^6 \text{ km}^2$ ), drenando todo o centro-sul da América do Sul, desde as encostas dos Andes até a Serra do Mar, nas proximidades da costa atlântica. Por drenar as regiões mais populosas da América do Sul, os ambientes aquáticos dessa bacia têm sido seriamente afetados pela atividade antrópica. Dentre os impactos mais comuns destacam-se as elevadas cargas de biocidas e nutrientes devido a esgotos domésticos e atividade agrícola, o desmatamento da vegetação riparia e, principalmente, a construção de barragens que tem suprimido trechos lóticos e amplas áreas alagáveis do rio Paraná e de seus principais tributários.

O site Planície de Inundação do Alto Rio Paraná (APELD-Rio Paraná), juntamente com o Parque Nacional de Ilha Grande, figura como o último trecho do rio Paraná, em território brasileiro, onde ainda existe um ecossistema do tipo “rio-planície de inundação” (*sensu* Neiff 1990). Por possuir uma considerável variabilidade de habitats aquáticos e terrestres, este sítio ainda conserva uma grande diversidade de espécies terrestres e aquáticas. Os pulsos de inundação são considerados a principal função de força que regula a estrutura das comunidades e o funcionamento desse tipo de ecossistema. Em face de sua importância como local representativo de tal sistema, o Site e o Parque Nacional de Ilha Grande foram transformados na Área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná ( $22^{\circ} 45' \text{ S}$ ;  $53^{\circ} 30' \text{ W}$ ), criada pelo Governo Federal. A região incluída no Site ocupa praticamente a metade, ou seja, 526.752 ha dos 1.000.310 ha dessa unidade de conservação (Fig. 1).

## PRINCIPAIS CONDIÇÕES AMBIENTAIS

O alto Paraná, com uma declividade média de  $0,18 \text{ m km}^{-1}$  apresentava, a partir de Três Lagoas (MS), uma ampla planície alagável que se estendia por cerca de 480 km, especialmente em sua margem direita. Cerca da metade dessa várzea,

entretanto, foi subtraída do sistema pelo reservatório da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera. A construção da Hidrelétrica de Ilha Grande, atualmente suspensa, o eliminaria como ambiente lótico. O Site 6 abrange a maior parte do último remanescente de várzea não represado do rio Paraná em território brasileiro. Nesse trecho, o rio apresenta um amplo canal anastomosado, com reduzida declividade ( $0,09 \text{ m km}^{-1}$ ), ora com extensa planície aluvial e grande acúmulo de sedimento em seu leito, dando origem a barras e a mais de 300 pequenas ilhas, ora com grandes ilhas e planície alagável mais restrita (Agostinho *et al.* 1995). Com uma extensão de aproximadamente 130 km, sua planície chega, em alguns trechos, a 20 km de largura e nela se anastomosam numerosos canais secundários, lagoas, o rio Baía e os trechos inferiores dos rios Ivaí e Ivinheima. Com direção geral norte-sul/sudoeste, o alto Paraná corre por regiões de clima tropical-subtropical, com temperaturas médias mensais superiores a  $15^{\circ}\text{C}$  e precipitações maiores que  $1.500 \text{ mm ano}^{-1}$  (IBGE 1990).

A rede de drenagem da região é constituída pelo canal do rio Paraná, por canais secundários, e pelos afluentes. Pela margem esquerda, o rio Paranapanema é o principal contribuinte, enquanto, pela direita, os principais afluentes são o rio Samambaia, o ribeirão Esperança, o córrego Baile e o rio Ivinheima que é o mais importante deles. Todos os afluentes da margem direita deságuam em um conjunto de canais secundários formado pelo rio Baía, pelo canal Curutuba e pelo baixo curso do rio Ivinheima. As flutuações de níveis fluviométricos, embora afetadas pelos numerosos represamentos de montante, ainda mantêm a sazonalidade e têm uma amplitude média de aproximadamente 2,5 m (Fig. 2). Os estudos conduzidos pela Universidade Estadual de Maringá revelam que esta planície apresenta elevada diversidade biológica e que esse remanescente de várzea do rio Paraná tem importância fundamental na manutenção de populações viáveis de espécies já eliminadas dos trechos superiores da bacia, especialmente entre os peixes de grande porte que realizam extensas migrações reprodutivas.

Souza Filho & Stevaux (1997) descrevem as principais unidades geomorfológicas presentes na área, destacando o Pediplano Pd1, os Terraços Alto, Médio, e Baixo, e a Planície

Fluvial. Ressaltam a clara assimetria entre as duas margens do rio. A margem esquerda é marcada por colinas de topos convexos, às vezes planos, que descem da altitude de 500 m no divisor de águas (Loanda) até 250 m nas proximidades do rio, a uma distância de apenas 25 km. Os afluentes de pequena ordem são curtos (5 a 30 km) e com declividade alta ( $10 \text{ m km}^{-1}$ ), enquanto as margens do rio são marcadas por paredões com rocha exposta e eventuais faixas estreitas de planície fluvial. A margem direita apresenta-se desdobrada em diversos patamares, com menor densidade de drenagem. Os afluentes de pequena ordem são longos (20 a 80 km) e com declividade menor ( $2 \text{ a } 3 \text{ m km}^{-1}$ ). O patamar mais elevado (Pediaplano Pd1) tem colinas de topo plano, com altitude entre 300 e 450 m, e encontra-se a uma distância de 15 a 25 km do rio.

O Terraço Alto (Unidade Taquaruçu) está situado acima da cota de 250 m e cerca de 10 a 20 km do rio. Representa um terraço colúvio-aluvionar cujo sedimento de base é composto por cascalhos quartzíticos e areia subordinada. O Terraço Médio (Unidade Taquaruçu - Ivinheima), entre as altitudes de 240 e 260 m, está bem preservado no vale do rio Ivinheima, a uma distância de 10 km do rio Paraná. Os depósitos da base são seixo-arenosos, ricos em calcedônia e ágata, e sua topografia é marcada por alta densidade de lagoas com diâmetros variados e, eventualmente, por veredas com dezenas de quilômetros de extensão. O Terraço Baixo (Unidade Fazenda Boa Vista) ocorre como uma faixa contínua de 5 a 15 km de largura, situada entre 3 e 7 km de distância do rio, a uma altitude de 240 a 245 m. É marcado por um conjunto de paleocanais, parcialmente cobertos por leques aluviais. O Terraço Baixo constitui uma grande área de charcos, onde apenas as áreas mais altas são secas. O encharcamento é decorrente de más condições de drenagem em subsuperfície, motivada pela existência de zonas de cimentação nos sedimentos e na formação Caiuá subjacentes. Essa situação propicia a manutenção de um aquífero livre elevado, cujo afloramento mantém a água na superfície. A Planície Fluvial ocorre em uma altitude que varia entre 237 e 240 m nas partes altas e 231 e 235 m nas partes baixas. Sua principal área de ocorrência é na margem direita, onde ocupa uma faixa que varia entre 3 e 7 km de largura, mas sua ocorrência como ilhas

de até dois quilômetros de largura também é expressiva.

As lagoas da planície diferem quanto às características limnológicas, que são determinadas por processos regionais (influxo da água do rio Paraná, por exemplo) e locais (vento, precipitação pluviométrica, influxo de pequenos tributários etc.). Nesses ambientes, são obtidos valores de condutividade elétrica entre 16 - 55  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , de oxigênio dissolvido entre 0 - 116% e elevadas concentrações de clorofila-*a* (até 64,7  $\mu\text{g l}^{-1}$ ), especialmente durante as águas baixas. Essas lagoas podem apresentar estratificações térmicas relativamente estáveis durante as águas altas, levando o hipolímio à anoxia. Porém, durante as águas baixas, as circulações são diárias, ocorrendo, usualmente, durante a madrugada (Thomaz *et al.* 1997). Tais lagoas também diferem consideravelmente quanto aos valores do pH (5-9), em função dos aportes de compostos húmicos, da adição de gás carbônico pela decomposição da vegetação da planície, dos aportes de água do rio Paraná, rica em bicarbonatos, e da atividade fotossintética do fitoplâncton.

As variações espaciais e temporais dos fatores abióticos são, entretanto, mais acentuadas em lagoas temporárias, situadas nas ilhas do Site. Durante as águas baixas, as lagoas temporárias que persistem tornam-se rasas (<0,5 m), podendo se segmentar. Em função da reduzida coluna de água, tais ambientes são fortemente afetados pelo vento e pisoteio do gado e outros animais. Nesses ambientes, os valores da condutividade elétrica podem oscilar entre 24-131  $\mu\text{S cm}^{-1}$ , as concentrações de P-total entre 28-348  $\mu\text{g l}^{-1}$  e os valores da alcalinidade entre 0,06-0,87 meq.  $\text{l}^{-1}$ , durante um único ciclo hidrológico (Okada 1995; Pagioro *et al.* 1997). As menores concentrações de fósforo (4-56  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) são usualmente constatadas no rio Paraná, mas as concentrações de N-nitrato nesse rio (25-232  $\mu\text{g l}^{-1}$ ) são elevadas quando comparadas às das lagoas da planície (<25  $\mu\text{g l}^{-1}$ ). O rio Paraná também apresenta os maiores valores da condutividade elétrica (42-74  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ) e alcalinidade total (0,27-0,57 meq.  $\text{l}^{-1}$ ) (Thomaz *et al.* 1997). O rio Baía é um típico ambiente aquático semi-lêntico, com características intermediárias entre o rio Paraná e os ambientes da várzea. Já o rio Ivinheima diferencia-se pelos consideráveis aportes de fósforo, cujas concentrações são, em média, duas vezes maiores do que as constatadas no rio

Paraná (28-132  $\mu\text{S l}^{-1}$ ) (Thomaz *et al.* 1992). Assim, este rio deve representar uma importante fonte desse elemento para as lagoas da planície a ele conectadas.

## DIVERSIDADE DE ESPÉCIES

Embora os inventários biológicos ainda sejam incompletos, o número de taxa identificado no remanescente de várzea do rio Paraná é elevado, com mais de 2.200 espécies já registradas (Fig. 3). Os organismos aquáticos, componentes do fitoplâncton, zooplâncton, perifiton, bentos e peixes, bem como a vegetação da planície, vêm sendo investigados desde 1986. Já sobre os organismos terrestres, incluindo todos os grupos de vertebrados, as informações são escassas.

A vegetação da planície é composta por 518 espécies de fanerógamas identificadas (Souza *et al.* 1997), sobressaindo-se as herbáceas. Estas colonizam amplos campos naturais que dominam a paisagem do site. Nesses campos, predominam as gramíneas (*Panicum prionitis*, *P. mertensii*, *P. maximum*), cyperáceas (*Cyperus digitatus*, *C. difusus*) e amarantáceas (*Pfaffia glomerata*). Entre as formas arbustivas mais comuns estão *Senna pendula*, *Aeschynomene* sp. e *Sapuim bigladulatum* e, entre as arbóreas isoladas, *Inga uruguensis* e *Croton urucurana*. Na mata ripariana, consideravelmente alterada pela ação antrópica e por cheias catastróficas, predominam *Cecropia pachystachya*, *Croton urucurana*, *Lonchocarpus guillimianus*, *L. muhelbergianus* (M.C. Souza-Stevaux, dados não publicados). Estudos específicos sobre macrófitas aquáticas foram iniciados mais recentemente, tendo sido registradas 55 espécies deste grupo, sendo 35 emergentes, 3 com folhas flutuantes, 9 livre flutuantes, 6 submersas enraizadas e 2 submersas livres. *Eichhornia azurea* é a espécie mais abundante e com maior frequência de ocorrência nas áreas litorâneas de rios, canais e lagoas permanentes e temporárias. Essa espécie forma grandes bancos que abrigam outras espécies de macrófitas aquáticas tais como *Eichhornia crassipes*, *Salvinia auriculata*, *S. herzog*, *S. mínima*, *Pistia stratiotes*, *Utricularia foliosa* e *U. gibba*, dentre outras (Bini *et al.* no prelo).

A assembléia de peixes, com cerca de 170 espécies identificadas, é composta por formas residentes (“opportunistic” e “equilibrium strategies”, senso Winemiller 1989) que desenvolvem todo o ciclo de vida na área e os migradores (“seasonal strategy”, Winemiller 1989) que utilizam a planície apenas durante parte do tempo de vida. Nesse ambiente, constatam-se consideráveis diferenças entre as assembléias que ocupam os diferentes biótopos. Assim, nas lagoas, que são ambientes rasos, com estratificação diária e ricas em macrófitas, predominam *Loricariichthys platymetopon*, *Hoplosternum litorale*, *Acestrorhynchus lacustris*, jovens de *Prochilodus lineatus* e de outras espécies migradoras, *Hoplias malabaricus* e *Leporinus lacustris*. Nos canais secundários, que apresentam características semi-lóticas, além das espécies anteriores, são comuns *Iheringichthys labrosus*, *Pimelodus maculatus*, *Trachydoras paraguayensis* e *Serrassalmus* spp. Na calha do rio Paraná, por outro lado, são características *Paulicea luetkeni* (maior peixe da bacia), *Rhaphiodon vulpinus*, *Loricaria* spp, *Salminus maxillosus* (maior caracídeo) e alguns apteronotídeos. Nos segmentos meandrantés dos rios de maior porte, com maior diversidade, predominam os anostomídeos (*Schizodon borelli*, *Leporinus obtusidens*), auchenipterídeos e doradídeos. A fauna de peixes de pequenos riachos, localizados nas bordas da planície, é dominada por espécies de pequeno porte (tetragonopterídeos, cheirodontídeos, pequenos pimelodídeos, loricarídeos e trychomictérídeos) (Agostinho *et al.* 2000). Nos pequenos corpos de água residuais, pouco antes do total dessecação, predominam espécies como *Astyanax bimaculatus*, *Cheirodon notomelas*, *Prochilodus lineatus* e *Characidium fasciatus* (Verissimo 1994), além de ciclídeos e outros pequenos tetragonopterídeos (Okada 1995).

Embora sujeitas a grandes variações sazonais e espaciais na composição, as demais comunidades aquáticas que ocupam a planície apresentam elevada diversidade específica. Os levantamentos, ainda não concluídos, revelam mais de 323 taxa de algas planctônicas, sendo Chlorophyceae o grupo mais diverso. No rio Paraná, são também importantes as Bacillariophyceae, com destaque para *Aulacoseira granulata* e *Cyclotella* spp. Nas lagoas, durante os períodos de águas baixas, dominam as Cyanophyceae como *Anabaena* spp. e

*Microcystis aeruginosa*. Em lagoas temporárias, destacam-se ainda as Euglenophyceae, o segundo grupo mais diverso. Cryptophyceae, especialmente *Cryptomonas brasiliensis*, são particularmente abundantes nas águas altas e túrbidas do rio Ivinheima (Oliveira *et al.* 1994; Train & Rodrigues 1998; Jati & Train 1994).

Mais de 280 taxa de algas perifíticas têm sido identificadas, com destaque para Bacillariophyceae (74), Zygnemaphyceae (62) e Chlorophyceae (34). Em termos de abundância, a comunidade perifítica é dominada pela primeira e a última, seguidas de Cyanophyceae. Já em biovolume, o segundo grupo é o mais importante (Rodrigues 1998). Entre os organismos zooplanctônicos (341 taxa), os rotíferos (218; *Lecane*, *Keratella* e *Brachionus*), testáceos (55; *Arcella*, *Centropyxis* e *Diffugia*), cladóceros (40; *Bosminopsis*, *Bosmina* e *Diaphanosoma*) e copépodos (16; *Thermocyclops*, *Mesocyclops* e *Notodiptomus*) predominam. Algumas espécies de zooplâncton têm distribuição restrita a determinados habitats. Assim, os rotíferos *Brachionus urceolaris amazonicus*, *Lepadella rhomboides*, *Notommata tripus*, *Trocospaera aequatorialis* e *Horäella thomasoni*, o cladóceros *Macrothrix triserialis*, e o copépodo *Microcyclops* sp. são restritos a lagoas. Já os rotíferos *Monommata mucronata*, *Notommata glyphura* e *Rotatoria tardigrada* são coletados apenas em canais e os rotíferos *Lophocaris salpina* e *Pompholyx* sp apenas nos rios (Lansac-Tôha *et al.* 1997; Bonecker & Lansac-Tôha 1996; Bonecker *et al.* no prelo; Garcia *et al.* 1998).

Entre os 188 grupos taxonômicos de zoobentos analisados, destacam-se em relação à densidade, os gastrópodes, chironomídeos, nematóides, tubificídeos e ostrácidas, enquanto na fauna associada, a *Eichhornia* spp. constatou-se o predomínio de chironomídeos. Cladóceros e quironomídeos dominam nas lagoas, durante as águas baixas, e Chaoboridae, nas águas altas. O canal principal é habitado, principalmente, por organismos intersticiais, especialmente a espécie de nematoda *Narapa bonettoi*, Harpacticoida e Oligochaeta. (Takeda *et al.* 1997; Higuti *et al.* 1993).

A fauna de vertebrados terrestres na região é pouco conhecida.

Um levantamento realizado como parte do diagnóstico ambiental para a construção da Usina Hidrelétrica de Porto Primavera (Mussara 1994) registrou a presença de 417 espécies de vertebrados, sendo 60 de mamíferos, 298 de aves, 37 de répteis e 22 de anfíbios. Entre os anfíbios destacaram-se as famílias Hylidae (9 espécies) e Leptodactylidae (8). Treze famílias de répteis foram registradas, com destaque para os Colubridae (16) e Teiidae (6), sendo que cerca de 27% foram consideradas características de ambientes aquáticos. Entre os répteis destacam-se três espécies de jacarés, sendo o jacaré de papo amarelo, *Caiman latirostris*, o mais comum. Entre as serpentes destaca-se um reduzido número de espécies peçonhentas e um elevado número daquelas não peçonhentas, com maior abundância de *Chironius* e *Philodryas*.

Das 58 famílias de aves registradas na área, 19 pertencem à ordem Passeriformes, com destaque aos Tyrannidae (48 espécies), Emberizidae (32) e Icteridae (11). Entre as 39 não Passeriformes destacam-se os Ardeidae, Accipitridae e Picidae. Dessa fauna, apenas 3,8% são comuns a outros continentes e 6,6% estão restritas ao sudeste brasileiro. Cerca de 18% das espécies registradas para a área são aquáticas ou paludícolas, entre elas as de grande porte como os ciconídeos (*Mycteria americana*, *Ciconia maguari*, *Jabiru mycteria*), a bigua-tinga *Anhinga anhinga*, os ardeídeos (*Ardea cocoi*, *Egretta alba*, *E.thula*, *Nycticorax nycticorax* e *Tigrisoma lineatum*) e os threskiornitídeos (*Theristicus caudatus* e *Ajaia ajaia*). Destacam-se, ainda, para essa categoria de habitat, os anatídeos (*Dendrocygna viduata*, *D.autumnalis* e *Cairina moschata*). Algumas espécies registradas pertencem à lista de espécies ameaçadas de extinção, como o macuco *Tinamus solitarius* e o bicudo *Oryzoborus maximiliani* (Portaria no. 1522, do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente).

As 60 espécies de mamíferos foram agrupadas em 25 famílias, destacando-se pela maior diversidade Phyllostomidae (12 espécies), Felidae (6) e Cricetidae (4). Entre os felídeos destacam-se *Felis concolor* e *Panthera onca*, predadores de grande porte ameaçados de extinção. Populações significativas de capivaras *Hydrochaeris hydrochaeris*, um roedor de grande porte, são registradas na região. São também comuns o cateto *Tayassu tajacu*, cachorro do mato *Dusicyon thous*, anta *Tapirus*

*terrestris*, cervo do pantanal *Blastocerus dichotomus*, veado mateiro *Mazama* sp, tatus (*Dasypus* spp, *Euphractus* sp, *Priodontes* spp), tamanduás (*Tamandua tetradactyla*, *Myrmecophaga tridactyla*), bugio *Alouatta caraya*, macacos (*Cebus* spp), quati *Nasua nasua*, mão pelada *Procyon cancrivorus*, irara *Eira barbara*, entre outros. Cabe ressaltar que cerca de 7% das espécies de mamíferos registradas na região são consideradas como ameaçadas de extinção (Portaria 1522/89-IBAMA).

## **CARACTERÍSTICAS FUNCIONAIS**

Os ciclos biogeoquímicos são fortemente dependentes das flutuações dos níveis de água, que regulam as trocas de água entre os rios Paraná e Ivinheima e os ambientes da planície. Para os ambientes aquáticos, além das trocas diretamente provocadas por essa dinâmica, as inundações resultam em pulsos de nutrientes a partir da decomposição da vegetação da várzea (Thomaz *et al.* 1997). Atualmente, os ciclos biogeoquímicos têm sido fortemente afetados pela operação dos reservatórios de montante, basicamente através de dois processos: (i) alteração dos padrões naturais do pulso de inundação, que se reflete nas trocas de água e, em certos anos, na ausência de inundações e (ii) retenção de nutrientes, especialmente fósforo, nos reservatórios (Agostinho *et al.* 1995). Apesar da ausência de dados pretéritos, acredita-se que esse processo seja, em grande parte, o responsável pelas baixas concentrações de fósforo nas águas do rio Paraná (usualmente inferiores a 20 µg P-total l<sup>-1</sup>; relação atômica N-inorgânico : P-inorgânico entre 62 e 95) (Agostinho *et al.* 2000). Essas informações permitem hipotetizar que, contrariamente a outros grandes rios, o Paraná esteja diluindo os ambientes da várzea quanto ao fósforo. Porém, o mesmo não pode ser afirmado quanto ao nitrogênio, pois as concentrações desse elemento na forma de N-nitrato são maiores no rio Paraná.

A produção primária fitoplanctônica nas lagoas da planície se eleva nos períodos de águas baixas, quando os ambientes aquáticos encontram-se mais isolados. Esse fato é indicado pelo alto metabolismo líquido, medido através das curvas diárias do O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub>, e pelas elevadas concentrações de

clorofila-a constatadas nas lagoas nestes períodos do ciclo hidrológico (Thomaz *et al.* 1997; Train & Rodrigues 1998). A elevação da produção primária durante as águas baixas está associada aos aportes de nutrientes a partir do sedimento e misturas diárias da coluna de água, pois durante esses períodos as lagoas apresentam-se pouco profundas (< 2,0 m).

Estudos das alterações sazonais da biomassa evidenciam que existe uma conspícua variação dos padrões de produtividade primária de espécies de macrófitas aquáticas. Resultados obtidos para três espécies indicam que o maior desenvolvimento de *Eichhornia azurea* ocorre nos meses de águas baixas, enquanto *Polygonum* sp cresce concomitantemente ao aumento dos níveis de água e *Salvinia auriculata* não apresenta padrão distinto de variação sazonal (Bini 1996).

Experimentos de decomposição na planície têm sido realizados basicamente com *Eichhornia azurea*. As taxas de decomposição dessa espécie são relativamente lentas (50% de perda de peso entre 67 e 102 dias). A perda de peso e as alterações da composição química dos detritos de *E. azurea* são afetadas pelas características químicas destes no início do processo de decomposição e pelas características abióticas do local onde ocorre esse processo (Pagioro & Thomaz 1999). À luz desses resultados e da considerável diversidade de habitats (Thomaz *et al.* 1997), espera-se que a dinâmica do processo de decomposição, processamento dos detritos e ciclagem de nutrientes apresentem uma considerável variabilidade espacial nesta área. Os detritos gerados pelas macrófitas aquáticas hipoteticamente constituem-se em importante fonte de alimento para a fauna. Embora os aspectos sobre a dinâmica trófica dos grupos de invertebrados e vertebrados aquáticos desta área ainda sejam escassos, os dados disponíveis demonstram que as espécies de peixes com hábito alimentar detritívoro apresentam uma participação expressiva na biomassa ictiica da região (Hahn *et al.* 1997), fato comum também em outras áreas alagáveis. Dentre as espécies com esse hábito alimentar, destaca-se *Prochilodus lineatus* (Hahn *et al.* 1997). O mesmo pode ser dito para algumas das principais espécies de rotíferos, como as do gênero *Lecane*, cujo hábito alimentar inclui detritos e bactérias (Garcia *et al.* 1998).

## PRINCIPAIS IMPACTOS NATURAIS OU ANTRÓPICOS

A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná está submetida a uma série de distúrbios naturais e antrópicos, alguns com efeitos mais restritos e localizados, e outros com efeitos sobre o ecossistema como um todo. Dentre os distúrbios que podem ser considerados naturais, destacam-se aqueles associados com a ocorrência do fenômeno “El Niño”, que provoca inundações de amplitude e duração consideravelmente grandes, com periodicidade de aproximadamente 7 anos. Os efeitos desse fenômeno não foram devidamente avaliados, mas, aparentemente, as grandes inundações dele resultantes reestruturam as comunidades bióticas.

A ocupação e usos do espaço no trecho alto da bacia têm um impacto que, embora indireto, é relevante sobre a área objeto deste estudo e na sua biota. Esse trecho drena uma área com grandes centros urbanos, industriais e agrícolas e que se constitui na região mais intensivamente explorada do Brasil. No estado de São Paulo, onde os centros urbanos são maiores e mais populosos, a demanda urbana de água é estimada em mais de  $87 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  com 50% retornando aos corpos de água. Apenas 8% desse retorno tem algum tipo de tratamento. Em 2.300 indústrias das 4.300 registradas no Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica, essa demanda é estimada em  $113 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , com apenas 68% de retorno (São Paulo 1990). O uso da água para irrigação, embora sem dados de demanda disponível, é também elevado. A crescente demanda por esse recurso, o uso massivo de agentes químicos e de práticas inadequadas de proteção do solo nas atividades agropecuárias, a remoção da vegetação ripariana e a péssima qualidade com que as águas são devolvidas aos mananciais vêm comprometendo a qualidade e a disponibilidade dos recursos aquáticos. Esse impacto assume proporções alarmantes apenas em áreas restritas da bacia, ou seja, naquelas com maiores concentrações populacionais e industriais onde os recursos hídricos são impróprios para o consumo ou exigem elevados custos em tratamento. Entre a cabeceira do rio Tietê, onde se encontram os maiores centros urbanos e industriais do país, e a planície de inundação do rio

Paraná existem, por exemplo, seis grandes barragens, que contribuem para a auto-depuração e retenção de poluentes, tendo sido constatada uma notável melhoria na sua qualidade da água ao atravessar as primeiras barragens da série (Mussara 1994).

As atividades antrópicas exercidas diretamente na área de várzea e com maiores impactos potenciais são aquelas relacionadas à pecuária, ao cultivo de arroz irrigado, à extração da *Pfaffia* (tubérculo usado na indústria de cosmético - ginsên), à mineração (extração de areia) e à navegação. O uso das ilhas para a criação de gado ocorre durante o período de águas baixas (período de seca) quando os fazendeiros da região encontram dificuldades na manutenção do gado em suas pastagens. Embora não existam estudos específicos acerca do impacto dessa atividade, é esperado que o pisoteio leve à compactação do solo, à erosão das margens dessas ilhas e à destruição da vegetação arbórea emergente. Esse quadro é agravado pelo desmatamento e ateamento de fogo realizados com o propósito de favorecer a vegetação herbácea. As queimadas são, também, recursos empregados pelos extratores da *Pfaffia* visando facilitar a localização dessas plantas arbustivas (a espécie é a primeira a emergir após a queima). Os projetos de rizicultura em áreas alagadas envolvem processos de drenagem e, algumas vezes, o uso de defensivos agrícolas. A incorporação das várzeas ao sistema de produção agrícola, crescente na região, subtrai uma importante área de desenvolvimento inicial de peixes, com reflexos negativos sobre a manutenção das populações de peixes e estoques pesqueiros. A mineração, realizada por mais de 30 companhias mineradoras, embora restrita ao canal principal do rio Paraná, deve levar a impactos relevantes sobre a vegetação marginal e nos habitats da calha do rio. Nos projetos de navegação para o rio Paraná, está previsto um intenso tráfego de embarcações de médio e grande porte transportando a produção agrícola do oeste paranaense e leste do Mato Grosso do Sul para os portos de Santos-SP, saindo do reservatório de Itaipu, percorrendo todo o trecho livre do rio Paraná, passando pelasclusas de barragens desse rio, e do rio Tietê, alcançando pontos altos desse último rio. A erosão marginal e a poluição são impactos esperados de tal empreendimento.

Alguns ambientes têm sido contaminados por metais pesados e pesticidas. As concentrações de mercúrio de amostras da água de alguns ambientes superaram os limites preconizados pela legislação entre 1994 e 1995. Por outro lado, amostras de músculos de duas espécies de peixes (*Prochilodus scrofa*, iliófago e *Pseudoplatystoma corruscans*, carnívoro) não excederam os limites recomendados pela legislação (de Moraes *et al.* 1997a, b). As concentrações de pesticidas organoclorados foram investigadas nos ambientes aquáticos conectados aos rios Paraná, Ivinheima e Baía (Matsushita *et al.* 1996). Com base nos níveis de resíduos totais de pesticidas organoclorados (considerando-se a água, sedimento e biomassa de *Eichhornia crassipes*), esses autores demonstraram que os ambientes conectados ao rio Baía são os mais impactados. Fato preocupante registrado pelos autores foi a detecção de um aumento da quantidade e da diversidade desses compostos neste sistema, entre os anos de 1992 e 1994. Entre os compostos detectados, destacam-se alguns proibidos pela legislação, como o HCH, aldrin, heptachlor, endosulfan, p,p'-DDE e p,p'-DDT.

Dentre todos, os efeitos da operação das barragens localizadas a montante do Site parecem promover os principais distúrbios antrópicos observados neste ecossistema. Tais distúrbios, que podem ser incluídos na categoria de "impactos a jusante de cadeias de reservatórios", afetam o meio físico e biótico, interferindo direta ou indiretamente na estrutura dos habitats, na composição das comunidades e em aspectos funcionais da planície. Entre os principais impactos associados à operação das barragens, pode-se considerar: (1) a alteração do regime natural das inundações, com impactos diretos sobre as espécies dele dependentes e sobre a conectividade entre os habitats da planície; (2) a retenção de nutrientes, principalmente fósforo, o que hipoteticamente pode estar causando o empobrecimento, em termos desse nutriente, e (3) a presença de barreiras para as espécies de peixes migradoras que desovam a montante da APELD-Rio Paraná, mas utilizam os habitats desta planície como local de alimentação e crescimento. Principalmente os impactos (1) e (3) podem levar a uma perda da biodiversidade da APELD-Rio Paraná e mesmo de outros tributários da bacia deste rio, visto que várias

espécies que são encontradas distantes da planície, dela dependem para completarem seu ciclo de vida.

## **PERSPECTIVAS PARA A CONSERVAÇÃO E MANEJO**

A despeito da ocupação antrópica de parte da planície de inundação do rio Paraná pelo homem e de alguma regulação na vazão desse trecho de rio imposta pelos represamentos a montante, esta área continua tendo papel fundamental na manutenção da diversidade biótica regional. Um exemplo disso pode ser evidenciado pelo fato da pesca no reservatório de Itaipu ser entre duas e quatro vezes mais rentável que em qualquer dos reservatórios dos trechos a montante da bacia, mesmo em relação àqueles com amplos trechos livres acima (Agostinho *et al.* 2000). Além do mais, apenas esse reservatório apresenta uma elevada participação de espécies de porte médio e grande, com hábitos migratórios, nos desembarques pesqueiros. Sua vegetação tem grande capacidade regenerativa, neutralizando, em alguns meses, os efeitos mais notáveis das queimadas nas regiões em que estas ocorrem. Ademais, o aporte de alguns rios de médio e grande porte e ainda não represados como Ivinheima, Ivaí, Amambaí e Piquiri minimizam os efeitos da regulação de vazão impostos pelos represamentos.

Utilizando-se dos critérios empregados por Welcomme (1979) para determinar os estágios de modificação de rios de planície alagável, pode-se classificar a planície de inundação do alto rio Paraná como "*levemente modificada*", com áreas mais restritas "*não modificadas*". A vegetação arbórea, naturalmente confinada às partes mais altas das ilhas, aos diques de canais secundários e à margem esquerda do rio Paraná, mais elevada, vem sendo submetida a intenso desmatamento. Essas áreas são utilizadas para a pecuária ou agricultura de subsistência (milho, feijão, arroz) e nelas estão estabelecidas algumas famílias ou pescadores nômades. As áreas sazonalmente alagáveis apresentam vegetação herbácea, sendo em parte usadas pela pecuária ou cultivo de arroz. Os estoques de peixes, embora alterados, ainda mantêm uma pesca baseada nas espécies de grande porte (*Pseudoplatystoma corruscans* - até 150 cm; *Salminus*

*maxillosus* - até 100 cm).

O estado de preservação das condições originais é, no entanto, espacialmente heterogênea. Assim, as áreas da planície próximas aos aglomerados urbanos encontram-se consideravelmente alteradas, enquanto aquelas mais distantes mantêm suas condições ambientais próximas às naturais. Na região, a área das imediações da foz do rio Ivinheima é a que mantém maior nível de integridade das condições originais. Os inventários de ovos e larvas de peixes realizados nos cinco principais rios do trecho livre do rio Paraná revelam maiores densidades destes no rio Ivinheima e sugerem grande importância a esse rio como área de desova (Nakatani *et al.* 1993). Esse fato pode ser comprovado pela elevada incidência de indivíduos maduros dessas espécies (*S.maxillosus*, *P.corruscans*, *Brycon orbignyanus*, *Piaractus mesopotamicus*, etc.) nos trechos superiores dessa sub-bacia. Ressalta-se, neste ponto, que esses peixes são os mais impactados pelos represamentos, estando, a maioria deles, virtualmente ausentes dos trechos represados do segmento superior da bacia.

Face ao fato de que a maioria das atividades desenvolvidas na área é conflitante com a legislação ambiental vigente, várias promotorias públicas de meio ambiente da região vêm exercendo pressões sobre os fazendeiros, no sentido de retirarem o gado das várzeas e ilhas e proibindo a extração da *Pfaffia*. Com a mesma preocupação, as secretarias estaduais de meio ambiente vêm realizando reuniões com órgãos de pesquisa e governamentais buscando soluções que compatibilizem o desenvolvimento regional e a integridade da planície.

Um importante passo para a conservação da biodiversidade associada a esse remanescente de várzea foi dado com a criação de três unidades de conservação na área (Fig.1): (1) a área de Proteção Ambiental das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, com 10.031 km<sup>2</sup>, envolvendo todo o trecho da APELD-Rio Paraná” e estendendo-se até as imediações do reservatório de Itaipu (Decreto Federal de 30/09/1997); (2) o Parque Nacional de Ilha Grande, com 788 km<sup>2</sup>, na metade inferior da APA acima mencionada (Decreto Federal de 30/09/1997); (3) o

Parque Estadual do Ivinheima (700 km<sup>2</sup>), que inclui a área de várzea mais importante da região (Decreto do Estado de Mato Grosso do Sul no. 9278, de 17/12/1998).

O zoneamento ambiental e o plano de manejo para estas Unidades de Conservação estão ainda sendo elaborados, sendo o controle das atividades antrópicas na região ainda precário. Entretanto, é necessário destacar que as ações de conservação e preservação ambiental no remanescente de várzea do rio Paraná só serão efetivas na manutenção da diversidade biológica regional, se acompanhadas de um controle eficiente dos procedimentos operacionais das barragens a montante.

## REFERÊNCIAS

Agostinho, A. A.; Thomaz, S. M.; Minte-Vera, C. V. & Winemiller, K. O. 2000. Biodiversity in the high Paraná river floodplain. In: Gopal, B., Junk, W. J. & Davis, J. A. (eds.). Biodiversity in Wetlands: assessment, function and conservation. Leiden, Backhuys. p. 89-118.

Agostinho, A. A.; Vazzoler, A. E. A. M. & Thomaz, S. M. 1995. The high Paraná river basin: limnological and ichthyological aspects. In: Tundisi, J. G., Bicudo, C. M. & Matsumura Tundisi, T. (eds.). Limnology in Brazil. Rio de Janeiro, ABC/SBL. p.59-104.

Bini, L. M. 1996. Influência do pulso de inundação nos valores de fitomassa de três espécies de macrófitas aquáticas na planície de inundação do alto rio Paraná. Arq. Biol. Tecnol. 39(3): 715-721.

Bonecker, C. C., Lansac-Tôha, F. A. & Rossa, D. C. Planktonic and non-planktonic rotifers in two environments of the Upper Paraná River floodplain, State of Mato Grosso do Sul, Brazil. Brazilian Arch. Biol. Technol. (no prelo).

Bonecker, C. C. & Lansac-Tôha, F. A. 1996. Community structure of rotifers in two environments of the high river Paraná floodplain (MS), Brazil. Hydrobiologia. 325: 137-150.

de Moraes L.A.F.; Lenzi E. & Luchese E.B. 1997a. Relation between total mercury and some variables in three subsystems of the Parana River floodplain. Arq. Biol. Tecnol.. 40(3): 536-547.

de Moraes, L.A.F.; Lenzi E. & Luchese E.B. 1997b. Mercury in two fish species from the Parana River floodplain, Parana, Brazil. Environ. Pollu. 98(1): 123-127.

Garcia, A. P. P.; Lansac-Tôha, F. A. & Bonecker, C. C. 1998. Species composition and abundance of rotifers in different environments of the floodplain of the Upper Paraná River, Brazil. Rev. brasil. Zool. 15(2):327-343.

Hahn, N. S.; Fugli, R.; Almeida, V. L. L.; Russo, M. R. & Loureiro, V. E. 1997. Dieta e atividade alimentar de peixes do reservatório de Segredo. In: Agostinho, A. A. & Gomes, L.C.(eds.) Reservatório de Segredo: bases ecológicas para o manejo. Maringá, EDUEM. p. 141-162.

Higuti, J.; Takeda, A. M. & Paggi, A. C. 1993. Distribuição espacial das larvas Chironomidae (Insecta, Diptera) do rio Baía (MS - Brasil). Revista Unimar 15: 65-81, 1993

IBGE. 1990. Geografia do Brasil. Rio de Janeiro.

Jati, S. & Train, S. 1994. Euglenaceae pigmentadas de ambientes lênticos da Ilha Porto Rico, município de Porto Rico, Paraná, Brasil. Iheringia 45: 117-142.

Lansac-Tôha, F. A.; Bonecker, C. C.; Machado Velho, L. F. & Lima, A. F. 1997. Composição distribuição e abundância da comunidade zooplânctônica. pp. 117-156, In: Vazzoler, A. E. A. M.; Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. (eds.) A Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: Aspectos Físicos, Biológicos e Socioeconômicos. Maringá, EDUEM. p. 117-155.

Matsushita, M.; Rubira, A. F. & de Souza, N. E. 1996. Persistent organochlorine pesticide residues in water, sediments and water hyacinth *Eichhornia crassipes* from the floodplain of high Paraná River, Porto Rico region, Brazil. Arq.

Biol. Tecnol. 39(3): 701-714.

Mussara, M. L. 1994. *Relatório de impacto ambiental da usina hidrelétrica de Porto Primavera. Diagnóstico do meio biótico: meio aquático*. Consórcio THEMAG/ENGEA/UMAH, Vol. IIa.

Nakatani, K. ; Latini, J.D.; Baumgartner, G. & Baumgartner, M.S.T. 1993. Distribuição espacial e temporal das larvas de curvina *Plagioscion squamosissimus* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Sciaenidae), no reservatório de Itaipu. Revista Unimar. 15: 191-209.

Neiff, J. J. 1990. Ideas para la interpretacion ecologica del Paraná. Interciencia 15(6):424-441.

Okada, E. K. 1995. Diversidade e abundância de peixes em corpos de água sazonalmente isolados na planície alagável do alto rio Paraná e fatores ambientais relacionados. Maringá : UEM. 24p. (Dissertação de mestrado).

Oliveira, M. D.; Train, S. & Rodrigues, L. C. 1994. Levantamento preliminar do fitoplâncton de rede (exceto Zignemaphyceae) do rio Paraná, no município de Porto Rico, Paraná, Brasil. Revista Unimar 16(3): 155-174.

Pagioro, T. A.; Roberto, M. C. & Lansac-Tôha, F. A. 1997. Comparative limnological analyses of two lagoons on the floodplain of the Upper Paraná River, Brazil. J. Ecol. Environ. Sc. 23: 229-239.

Pagioro, T. A. & Thomaz, S. M. 1999. Decomposition of *Eichhornia azurea* from limnologically different environments of the Upper Paraná River floodplain. Hydrobiologia 411: 45-51.

Rodrigues, L. 1998. Sucessão do Perifíton na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná: Interação entre Nível Hidrológico e Regime Hidrodinâmico. Maringá : UEM. 208p. (Tese de doutorado)

São Paulo. 1990. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. Plano Estadual de Recursos Hídricos: Primeiro Plano do Estado de São Paulo-Síntese. São Paulo, DAEE. 120p.

Souza, M. C.; Cislinski, J.; Romagnolo, M. B. 1997. Levantamento florístico. In: Vazzoler, A. E. A. M., Agostinho, A. A., Hahn, N. S. (eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá, EDUEM. p.343-368.

Souza-Filho, E. E. & Stevaux, J. C. 1997. Geologia e geomorfologia do complexo rio Baía, Curutuba, Ivinheima. In: Vazzoler, A. E. A. M., Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. (eds.) *A planície de inundação do alto rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá, EDUEM. p.3-46.

Takeda, A. M.; Shimizu, G. Y. & Higuti, J. 1997. Variações espaço-temporais da comunidade zoobêntica. In: Vazzoler, A. E. A. M., Agostinho, A. A., Hahn, N. S. (eds.). *A planície de inundação do alto rio Paraná: Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos*. Maringá, EDUEM. p. 157-177.

Thomaz, S. M., Roberto, M. C., Lansac Tôha, F. A., Lima, A. F. & Esteves, F. A. 1992. Caracterização limnológica de uma estação de amostragem do alto rio Paraná e outra do baixo rio Ivinheima (PR-MS, Brasil). *Acta Limnol. Brasil.* (4): 32-52.

Thomaz, S. M.; Roberto, M. C. & Bini, L. M. 1997: Caracterização limnológica dos ambientes aquáticos e influência dos níveis fluviométricos. In: Vazzoler, A. E. A. M., Agostinho, A. A. & Hahn, N. S. (eds.) *A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, químicos, biológicos e sócio-econômicos*. Maringá, Eduem. p. 73-102.

Train, S. & Rodrigues, L.C. 1998. Temporal fluctuations of the phytoplankton community of the Baía River, in the upper Paraná River floodplain, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Hydrobiologia* 361:125-134.

Veríssimo, S. 1994. Variações na Composição da Ictiofauna em Três Lagoas Sazonalmente Isoladas, na Planície de Inundação do Alto Rio Paraná. São Carlos, UFSCar. 77p. (Tese de doutorado)

Welcomme, R. L. 1979. *Fisheries Ecology of Floodplain Rivers*.

London, Longman. 317 p.

Winemiller, K. O. 1989. Patterns of variation in life history among South American fishes in seasonal environments. *Oecologia*. 81: 225-241.



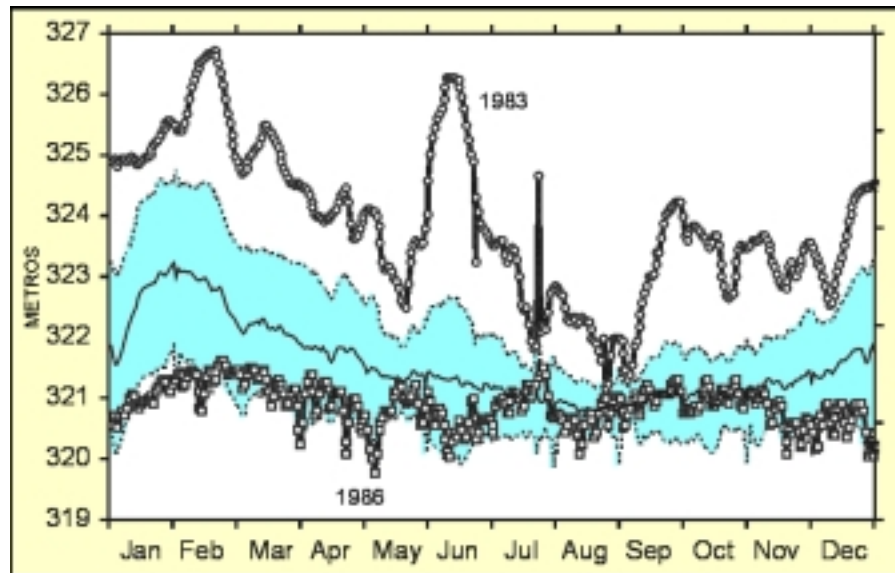


Fig. 2. Nível médio ( $\pm$ DP) do rio Paraná durante o período de 1978 a 1997 e ciclos anuais no ano de maior cheia (1983) e na ausência de cheias (1986).

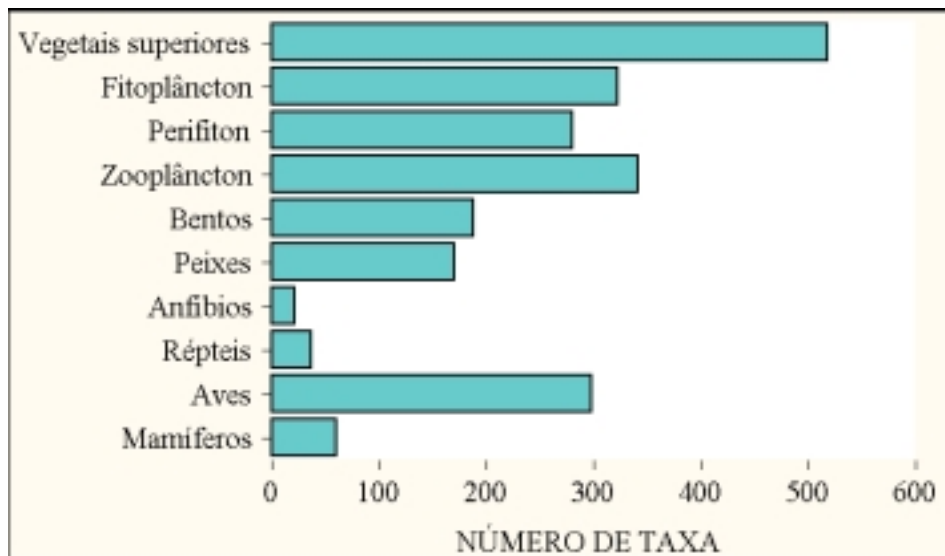


Fig. 3. Número de taxa identificados na Área de Pesquisas de Longa Duração da Planície Alagável do Rio Paraná durante o período de 1986 a 2000. Para a maioria dos grupos, os levantamentos ainda podem ser considerados incompletos.