

Ciência & Ambiente



Rios da América

41

- 3 EDITORIAL
- 4 PRÓXIMA EDIÇÃO
- 5 TEORIAS ECOLÓGICAS SOBRE RIOS
Albano Schwarzbald
- 21 REVOLUÇÕES KUHNIANAS NA EVOLUÇÃO DA ECOLOGIA FLUVIAL
A (POUCA?) IMPORTÂNCIA DAS ANOMALIAS
José Antonio Arenas-Ibarra e Edvard Elias de Souza Filho
- 41 TIPOLOGIA ECOLÓGICA DE RIOS
Márlon de Castro Vasconcelos e Albano Schwarzbald
- 57 FATORES ESTRUTURADORES DE COMUNIDADES EM RIACHOS
Fabiana Schneck e Luiz Ubiratan Hepp
- 69 BIOTÉCNICAS NO MANEJO DE CURSOS DE ÁGUA
Miguel Antão Durlo, Delmar Antonio Bressan e Fabrício Jaques Sutili
- 91 POR QUÉ CONOCER MEJOR LOS RÍOS SUDAMERICANOS?
Juan Jose Neiff
- 113 O RIO PARAGUAI E SUA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO
O PANTANAL MATO-GROSSENSE
Débora Fernandes Calheiros e Márcia Divina de Oliveira
- 131 RIOS TRANSFRONTEIRIÇOS NA AMAZÔNIA
RECURSOS NATURAIS E CONFLITO SOCIOAMBIENTAL NO RIO PURUS
Voyner Ravena Cañete, Nirvia Ravena de Sousa, Cleide Lima de Souza e Thales Maximiliano Ravena Cañete
- 143 A GESTÃO DAS ÁGUAS BASEADA NO PRINCÍPIO USUÁRIO PAGADOR
DIFICULDADES E PERSPECTIVAS PARA O SISTEMA DO RIO GRANDE DO SUL
Eugenio Miguel Cánepa
- 161 VAZÕES ECOLÓGICAS E REMANESCENTES EM RIOS ALTERADOS POR BARRAGENS
METODOLOGIA PROPOSTA PARA A PRESCRIÇÃO
Geraldo Lopes da Silveira, Rafael Cabral Cruz, Jussara Cabral Cruz e Fabio Silveira Villela
- 175 VAZÕES ECOLÓGICAS E REMANESCENTES EM RIOS ALTERADOS POR BARRAGENS
ESTUDO DE CASO
Rafael Cabral Cruz, Jussara Cabral Cruz, Geraldo Lopes da Silveira e Fabio Silveira Villela
- 191 INSTRUÇÕES PARA PUBLICAÇÃO
- 192 INSTRUCCIONES PARA PUBLICACIÓN
COMMENT PUBLIER

Expediente C&A 41

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA

REITOR	Felipe Martins Müller
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS	Thomé Lovato – Diretor
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS	Martha Bohrer Adaime – Diretora
CENTRO DE CIÊNCIAS SOCIAIS E HUMANAS	Rogério Ferrer Koff – Diretor
EDITOR	Delmar Antonio Bressan
EDITOR CONVIDADO	Albano Schwarzbold
CONSELHO EDITORIAL	Beatriz Teixeira Weber Élgion Loreto José Newton Cardoso Marchiori Miguel Antão Durlo Ronai Pires da Rocha Ronaldo Mota Zília Mara Scarpari
CONSELHO CONSULTIVO	Alvaro Mones André Furtado Andrey Rosenthal Schlee Antonio Augusto Passos Videira Antonio Carlos Robert Moraes Aziz Nacib Ab'Saber Emilio Ulibarri Franz Andrae Luiz Antonio de Assis Brasil Marcelo Leite Pascal Acot
PREPARAÇÃO E REVISÃO DE TEXTOS	Zília Mara Scarpari
CAPA, EDITORAÇÃO DE TEXTO E PROGRAMAÇÃO VISUAL	Valter Antonio Noal Filho
FOTO DA CAPA	Ronai Pires da Rocha Trecho do rio Ibicuí, na região centro-oeste do Rio Grande do Sul (29°49'54"S e 54°44'31"O)
IMPRESSÃO E ACABAMENTO	Gráfica Editora Pallotti/Santa Maria

Ciência & Ambiente/Universidade Federal de Santa Maria.

UFSM - v. 1, n.1 (jul. 1990) - .- Santa Maria :

Semestral
n. 41 (jul./dez. 2010)

CDD:605 CDU:6(05)

Ficha elaborada por Marlene M. Elbert, CRB 10/951

ISSN 1676-4188

A revista *Ciência & Ambiente* é indexada ao
LATINDEX – Sistema Regional de Información en Línea
para Revistas Científicas de América Latina,
el Caribe, España y Portugal.

Ciência & Ambiente

Prédio 13/CCNE – Sala 1110 – Campus Universitário – Camobi
97105-900 – Santa Maria – Rio Grande do Sul – Brasil
Fone/Fax: (55) 32208735 e (55) 32208444/ramal 30
ambiente@ccne.ufsm.br – www.ufsm.br/cienciaambiente

Dentre os ditos recursos naturais, os cursos de água têm sido alvo de grandes transformações, quer seja no meio rural, quer seja no meio urbano. Transformações indesejáveis que, em geral, recebem tratamentos distintos da sociedade, inclusive do ponto de vista da aplicação dos instrumentos legais, quando ocorrem no campo ou na cidade.

A água e os desdobramentos contemporâneos decorrentes do seu uso já foram alvo de exame na 21ª edição da revista *Ciência & Ambiente* (julho/dezembro de 2000) dedicada à **Gestão das Águas**. Agora ganham continuidade neste volume, direcionado aos **Rios da América**.

Para dar forma a um tema tão relevante quanto complexo, contamos com o suporte do reconhecido professor e pesquisador da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, *Albano Schwarzbald*. A partir de suas sugestões, tornou-se possível esboçar o que poderíamos chamar de “mapa da mina” no que diz respeito aos rios sul-americanos, incluindo os assuntos de maior relevo e os seus principais estudiosos.

Em “Por qué conocer mejor los ríos sudamericanos?”, Juan Jose Neiff apresenta esse cenário em toda a sua abrangência. Diz ele: *es necesario repensar la función y destino de los ríos en un universo con asimetrías poblacionales, desigualdad*

en la distribución de los recursos, aumento de la contaminación, fragmentación de los cursos de agua por obras de aprovechamiento hídrico y cambios en la disponibilidad de agua como consecuencia de cambios climáticos naturales e inducidos por el hombre.

Há, na presente edição, uma característica notável e sempre perseguida pelos editores de *Ciência & Ambiente*: a abordagem multidisciplinar dos temas. Isso transparece, por exemplo, na apresentação das diferentes teorias ecológicas, na análise dos rios sob o prisma filosófico, bem como na valorização do mundo da técnica para redução de impactos e recuperação dessas verdadeiras artérias planetárias.

A dimensão continental – objetivo igualmente perseguido pelos idealizadores do número – aparece com clareza em diversas contribuições, não só de autores de países vizinhos, mas também de autores brasileiros, mesmo porque as divisões hidrográficas não seguem as divisões políticas e administrativas.

Assim, são apresentados aos leitores alguns assuntos pertinentes aos rios que cortam (ou unem) o sul da América. Ainda que o universo seja tão amplo que dificulte divisar os horizontes, oferecemos aqui uma segunda aproximação para os interessados no tema que, enfim, somos todos nós.

O 42º número de *Ciência & Ambiente* terá como tema a **Botânica no Cone Sul**. O objetivo dessa edição é valorizar a contribuição dos botânicos que atuaram ou atuam no sul da América, tanto na descrição sistemática da vegetação típica da região quanto no trabalho de catalogação e guarda de material realizado por herbários e seus valerosos idealizadores.

O editor convidado será o professor **José Newton Cardoso Marchiori** (Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul).

TEORIAS ECOLÓGICAS SOBRE RIOS

Albano Schwarzbald

A compreensão sistêmica dos rios – funcionalidade, organização interna, modificações provocadas pela ação humana – pressupõe o conhecimento de variáveis que atuam em sistemas fluviais. Entre essas variáveis merecem destaque as de força e seus efeitos sobre as comunidades aquáticas, bem como as físicas – inclinação, vazão, erosão/transporte/sedimentação e geomorfologia –, fundamentais para a explicação dos eventos que se registram nos cursos de água. Além disso, as abordagens sistêmicas acerca dos rios não podem prescindir do auxílio das principais teorias sobre a estrutura e o funcionamento dos mesmos, em acordo com as noções de corpo hídrico e bacia hidrográfica. Trata-se dos conceitos de rio contínuo, de espiral de nutrientes, de descontinuidade serial de ecossistemas lóticos, das quatro dimensões, do domínio de processos, de pulso de inundação e da imparidade com o descontínuo fluvial.

Perspectiva histórica

Os rios são conhecidos como linhas vivas entre as nações e faixas onde sua história acontece. Sabe-se há muito que rios e suas margens são precariamente balanceados, com ecossistemas interativos, facilmente perturbados pelo homem.

Sistemas de rios têm sido dramaticamente alterados em suas características em todo o mundo. Essas alterações são provocadas diretamente pela construção de represas, reservatórios, retificação e canalização de cursos. Indiretamente, o uso continuado – e inadequado – do solo também provoca aumento de carga através da drenagem difusa, sem contar a descarga de grandes quantidades de efluentes orgânicos e inorgânicos, nas regiões mais populosas e/ou industrializadas.

Os estudos de águas interiores começaram na segunda metade do século XIX, inspirados na grande e instigante obra de Darwin (*A Origem das Espécies*, 1859) e por ela influenciados. As investigações até então eram realizadas quase sempre em lagos (do grego *limnon*, “lago”). Para rios, o termo correspondente deveria ser Potamologia (do grego *potamon*, “rio”), nome que não se consolidou. Na opinião de Ginés & Vasquez¹, o termo mais adequado seria fluviologia, para dar aos rios uma concepção própria, alimentada por todos os ramos do conhecimento, porém com sentido sistêmico e de síntese.

Até meados do século XX, os trabalhos sobre rios tinham abordagem basicamente hidrológica, com objetivos primordialmente econômicos: obtenção de energia hidrelétrica através da construção de barragens, retificação de cursos e construção de eclusas para a navegação. A necessidade de saneamento em regiões críticas de poluição, como as dos rios Reno e Tâmis, na Europa, no início do século XX, geraram os trabalhos pioneiros com preocupação ambiental, fundamentados na utilização de microorganismos e metodologias analíticas, tanto físico-químicas como químicas e biológicas. A abordagem ecológica, com enfoque sistêmico de rio, envolvendo múltiplos eventos físicos, químicos e biológicos que continuamente se sucedem, é conquista mais recente.

Os tradicionais estudos sobre lagos eram realizados segundo uma visão de sistemas quase fechados, com circuitos de regulação e homeostasia entre os organismos e os materiais, mediante otimização de aproveitamento da energia com baixa entropia, a partir dos conceitos clássicos de

¹ GINÉS, H. & VASQUEZ, E. Los grandes rios suramericanos. *Interciencia*, v. 15, n. 6, 1990, p. 326-327 (volume especial sobre grandes rios sul-americanos).

- ² TANSLEY, A. G. The use and Misuse of Vegetational Terms and Concepts. *Journal Ecology*, v. 16, p. 284-307, 1935.
- ³ SIOLI, H. Introdução ao Simpósio Internacional sobre grandes rios latino-americanos. *Interciencia*, v. 15, n. 6, p. 331-333, 1990. (volume especial sobre grandes rios sul-americanos)
- ⁴ HYNES, H. B. N. *The Ecology of Running Waters*. Toronto: University of Toronto Press, 1970.
- ⁵ MARGALEF, R. *Ecologia*. Barcelona: Omega, 1974. 906 p.
- MARGALEF, R. *Limnologia*. Barcelona: Omega, 1983. 1.010 p.
- ⁶ ROZSKA, J. *On the Nature of Rivers*. New York: Dr. Junk Publ., 1978. 67 p.
- ⁷ DAVIES, B. R. & WALKER, K. F. (Eds.) *The Ecology of River Systems*. New York: Dr. Junk Publ., 1986. 793 p.
- ⁸ CALOW, P. & PETTS, G. E. *The River Handbook*. Oxford: Black. Scient. Publ. v. I e v. II, 1994.
- ⁹ VANNOTE, R. L.; MINS-HALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. The River Continuum Concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 37, p. 130-137, 1980.
- ¹⁰ JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E. The Flood Pulse Concept in River-Flodplain Systems. In: DODGE, D. P. (ed.) *Proceedings of the International Large River Symposium*. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, v. 106, p. 110-127, 1989.
- ¹¹ NEIFF, J. J. Ideas para la interpretación ecológica del Rio Paraná. *Interciencia*, v. 15, p. 424-441, 1990 (volume especial sobre grandes rios sul-americanos).

ecossistemas desde Tansley.² A transferência das metodologias adotadas em lagos para estudos de rios constituiu grande dificuldade aos limnólogos de então, que realizavam suas pesquisas baseados na verticalidade dos processos em sistemas confinados e de circuitos, como são esses ambientes, mas não nos efeitos da variável de fluxo longitudinal, que, ao contrário, caracteriza os sistemas fluviais.

De todo modo, vários e importantes trabalhos vieram acompanhados dos primeiros questionamentos sobre esses sistemas tão abertos. Ao perceber a grande diferença entre os dois termos, Sioli faz alusão a um comentário de Thiennemann, autor de mais de 250 trabalhos sobre lagos, com a seguinte comparação: “um lago representa um microcosmo autárquico enquanto um rio se caracteriza mais por ser um membro da paisagem à qual se acha ligado ativa e passivamente”³.

O questionamento dos cientistas sobre o que é um rio e como ele funciona, deu origem a importantes publicações, como as consagradas obras de Hynes⁴, Margalef⁵, Rzoska⁶, além das edições de Davies & Walker⁷ e de Calow & Petts⁸.

A partir de 1980, começaram a ser publicadas teorias de rios ou de rio funcional, cuja visão passou a ser sistêmica, isto é, baseada na compreensão dos processos ecológicos. Nesse sentido cabe ressaltar o trabalho pioneiro de Vannote *et al.*⁹, que lançaram o Conceito de Rio Contínuo (RCC = *River Continuum Concept*). Os vários modelos propostos depois suscitaram muitas discussões e novas teorias elaboradas a partir de trabalhos experimentais: Teoria da Espiral de Nutrientes, Teoria da Descontinuidade Serial (*Serial Discontinuity Concept*) de Ward & Stanford; Teoria das Quatro Dimensões (*Four Dimensional Concept*) de Ward; Teoria do Domínio de Processos (*Process Domain Concept*) de Montgomery; Teoria da Imparidade com o Descontínuo Fluvial (*Uniqueness within the River*) de Poole. Assim como a concepção de rio contínuo representou importante avanço para a teorização sobre rios, a obra de Junk *et al.*¹⁰, com a Teoria de Pulso de Inundação em sistemas de rios de planícies de inundação, foi significativa para a compreensão dos processos aí envolvidos.

De inestimável contribuição aos estudos e teorias de rios foi o simpósio realizado na Venezuela sobre o tema “Grandes rios sul-americanos”, em 1990, cujos resultados foram publicados na revista *Interciencia*, com destaque especial para o artigo de Neiff¹¹.

De todo modo, os estudos sobre rios têm buscado, cada vez mais, uma abordagem sistêmica dos processos que ocorrem tanto na calha¹² quanto na planície de inundação¹³ e, num contexto mais amplo, da bacia de drenagem ou bacia hidrográfica, como se pode constatar em *The Ecology of River Systems* de Davies & Walker¹⁴. A bacia hidrográfica, a rigor, é a unidade de macro escala para os estudos integrados e a compreensão daquilo que Sioli¹⁵ analogamente estabeleceu, ou seja, que a função renal é o papel primordial dos rios, no contexto ecológico de paisagem.

Essas e outras teorias tentam explicar os processos de rios, ou em rios, ao longo deles, desde os eventos que se sucedem no “espaço molhado” da calha, passando pelos eventos dos pulsos de inundação nas planícies de inundação, até a agregação das informações no “espaço terrestre” da bacia hidrográfica.

O rio funcional

Os rios podem ser vistos como artérias dos ecossistemas que compõem a sua bacia de drenagem. Consequentemente, nos tempos atuais, as decisões para a administração e o manejo de rios são dependentes das complexas interações entre os históricos processos naturais de um lado, e, de outro, os usos do solo, os efeitos da expansão industrial, do crescimento e consumo das populações humanas, da carga de materiais e das modificações no seu curso, que alteram as características do escoamento, a qualidade da água, a distribuição dos sedimentos e a vida aquática.

Para melhor entender um rio como formador da paisagem num contexto histórico e como produto de múltiplos processos atuais, é necessário descrever, sucintamente, os componentes do meio abiótico de um ecossistema fluvial: hidrologia, clima e geomorfologia.

Hidrologicamente, o rio é um sistema aberto, com um fluxo contínuo da nascente à foz,¹⁶ cujo vetor é determinante das características de cada unidade fluvial e da comunidade biótica que a constitui. A manutenção de um sistema de escoamento – o sistema rio – depende do balanço hidrológico, questão-chave para as águas superficiais. O escoamento superficial dos rios para corpos de água de ordem superior – outros rios, lagos ou oceano – quantitativamente expresso em forma de vazão, é continuamente reabastecido por massas de água de outras fontes, ou seja, de parte da taxa de evaporação vinda do mar ou de outras bacias hidrográficas, seguido da precipitação na bacia de drenagem e,

¹² VANNOTE, R. L. *et. al.* Op. cit.

¹³ JUNK, W. J. *et. al.* Op. cit.

¹⁴ DAVIES, B. R. & WALKER, K. F. Op. cit.

¹⁵ SIOLI, H. Op. cit.

¹⁶ SCHÄFER, A. *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. Porto Alegre: Ed. da Universidade, 1985. 532 p.

secundariamente, do fluxo basal, proveniente da água subterrânea, que inclusive pode ser oriundo da drenagem de outras bacias hidrográficas. A precipitação provoca uma resposta com aumento da vazão e conduz à recarga da água subterrânea, por infiltração. O escoamento superficial, de parte da precipitação, determina a resposta rápida das cheias dos rios; a infiltração e a recarga da água subterrânea, de outra parte da precipitação, determina a resposta mais lenta, e com algum atraso, do fluxo basal. Este assegura a continuidade da vazão de um rio, mesmo nos períodos de estiagem. Longas estiagens lentamente provocam a diminuição do fluxo basal – por abaixamento do nível do aquífero – e gradualmente os rios vão secando.

¹⁷ NEIFF, J. J. *Op. cit.*

Neiff faz interessantes considerações teóricas para a interpretação ecológica do rio Paraná.¹⁷ Segundo ele, os rios se comportam como sistemas em permanente desequilíbrio, em que a variabilidade temporal é uma complexa função dependente tanto das entradas e saídas de energia e materiais em distintos sítios da bacia hidrográfica, quanto das oportunidades combinatórias das populações que aí se localizam, para ajustar sua distribuição e abundância.

Facilmente se pode depreender que um rio é um sistema pulsátil, regulado pelo regime hidrológico da sua bacia hidrográfica. Todo rio, portanto, possui seu próprio regime, mesmo não considerando outros fatores abióticos que nele atuam. Compare-se, por exemplo, o rio Amazonas com o rio Nilo; cada um deles apresenta o regime de vazão e pulso de cheias e vazantes de acordo com a região climática do planeta em que se encontram. Importante é ver onde e quando podem ser aplicadas as teorias sobre rios para cada tipo de rio.

¹⁸ SCHÄFER, A. *Op. cit.*

O clima é o condicionante básico da tipologia de cada rio, sobretudo da variável precipitação, que define as condições hidrológicas e ecológicas. De acordo com Schäfer¹⁸ há quatro tipos básicos, conforme a distribuição da umidade: a) *dirreico*, com nascente e foz em zonas úmidas e curso médio em zona árida (rio São Francisco, Brasil); b) *endorreico*, com nascente em zona úmida e foz em zona árida (rio Nilo, África); c) *arreico*, todo ele localizado em zona árida (alguns rios africanos e do nordeste brasileiro, frequentemente temporários e com maior salinidade em suas águas); d) *eurreico*, localizados em zonas úmidas em toda sua extensão (rios amazônicos e do sul do Brasil). As zonas climáticas são responsáveis pelo regime das chuvas e, consequentemente, pelas características da descarga dos rios ao longo do tempo, determinando a sua sazonalidade.

Quanto aos rios do tipo *eurreico*, em particular, como é o caso da maioria dos rios brasileiros, os mesmos apresentam algumas características comuns: vazão sem intermitência e com picos nas cheias; foz localizada em área fixa; quando desaguam em lagos tendem a formar deltas interiores, como o delta do rio Jacuí (Rio Grande do Sul); não apresentam períodos de intermitência e suas águas não se salinizam; o escoamento ocorre através da calha do rio, mas nos trechos inferiores há tendência à formação de meandros e escoamento através de planície de inundação (rio Amazonas, baixo rio Paraná, rio Paraguai e até mesmo o curso baixo do rio Jacuí).

Geomorfologicamente, um rio é visto, de um lado, como uma etapa ou elo do ciclo hidrológico, um *locus* de erosão, transporte e deposição de material dissolvido, de material suspenso e de materiais geológicos ativamente carregados, e, de outro, como um sistema físico completamente aberto, em equilíbrio hidrodinâmico, com energia distribuída, atuando ativamente na superfície das áreas terrestres.¹⁹ Da geomorfologia depende diretamente a dinâmica do rio ou o efeito da força da água, modificando o leito por erosão ou acumulação. A configuração do leito, pela formação de cachoeiras, remansos, corredeiras, estrangulamentos, depende da geologia. Localiza-se no continente sul-americano o maior derrame basáltico do planeta, por onde drenam, especialmente, as bacias hidrográficas dos rios Paraná, Iguaçu (que acaba drenando ao rio Paraná), Uruguai e a maioria dos formadores do lago Guaíba (Rio Grande do Sul). Como a Formação Serra Geral mostra uma série de eventos do derrame basáltico – por vezes intercalados por depósitos de arenitos do Botucatu –, a conformação da paisagem é representada pelas mesmas sequências dos derrames basálticos, com diferentes estágios de erosão da superfície da crosta. O leito dos rios dessa extensa região apresenta, então, uma sequência de ambientes da paisagem do tipo cachoeiras, cascatas, remansos, estrangulamentos, corredeiras, espriados etc.

A implantação de grande número de barragens para geração hidrelétrica na região sul e sudeste do Brasil, bem como entre a Argentina e o Uruguai e entre o Brasil e o Paraguai, se deve às condições favoráveis que o relevo dessa formação geológica oferece, além das condições climáticas que conformam rios do tipo *eurreico*. Entende-se como condição favorável do relevo, a alta energia potencial oferecida para uma pequena área represada. É o que constitui a

¹⁹ CURRY, R. R. Rivers – A Geomorphic and Chemical Overview. In: OGLESBY, R. T.; CARLSON, C. A. & MCCANN, J. A. (Eds.) *River Ecology and Man*. New York: Academic Press, 1972. p. 9-31. (Proceedings of International Symposium on River Ecology and Impact of Man).

razão entre a energia gerada por uma usina e a área represada (inundada) que, quanto menor for, mais se justifica a implantação de um empreendimento.

A conjugação da geomorfologia e do clima com a hidrodinâmica dos rios merece algumas considerações. O escoamento superficial da água é uma contínua transformação de energia potencial em energia cinética. O represamento, por sua vez, é o “confinamento” da energia potencial em um ponto (perda de fluxo), para ser transformado em energia cinética com geração de eletricidade através das turbinas. Esta energia potencial – função da velocidade e da vazão da água – é parcialmente dissipada, ponto a ponto, pelo atrito interno junto ao substrato do fundo e das margens. Tais propriedades, num trabalho contínuo ao longo de milhões de anos, estabelecem a configuração do leito dos rios e, principalmente, do modelado da paisagem, dentro de cada bacia hidrográfica.

Pela aceleração da gravidade, em cada ponto de um rio, a velocidade de escoamento deveria ser maior do que efetivamente é. A velocidade se aproxima mais do valor teórico, ou máximo possível, que é de 4,5 metros/segundo na distância de 1 metro, por ocasião das enchentes. O consumo da energia provoca mudanças contínuas no leito, que apresenta distribuição diferenciada desde as nascentes até a foz.

Rios sem modificações provocadas pela ação humana tendem a mostrar um gradiente de velocidade maior próximo à nascente, diminuindo em direção à foz. Quanto mais baixa a vazão (durante a estiagem), tanto mais próximas das cabeceiras observam-se as maiores velocidades; quanto mais aumenta a vazão (durante as enchentes) mais a velocidade se desloca em direção à foz. Se o aumento da velocidade se desloca em direção à foz – acompanhado do aumento da vazão – ocorre aumento exponencial da energia a ser dissipada. Na prática, resultam consequências que se fazem sentir em toda extensão do leito do rio ou de sua planície de inundação, como segue.

1. Aumento efetivo de transporte de materiais suspensos na coluna da água a maiores distâncias em direção à foz.
2. Deposição desses materiais suspensos, inicialmente os de maior granulometria e gradativamente os de menor granulometria, na planície, à medida que diminui a velocidade de fluxo.
3. Construção de uma planície aluvial, sempre ao longo do tempo, toda vez que a mesma sofre inundação.

4. Assoreamento do leito, seguido de construção de novo leito na planície de inundação e abandono do antigo, constituindo a clássica configuração de meandros.
5. Formação de deltas quando da confluência em ambientes de ordem superior – deltas interiores em lagos e deltas costeiros no mar.
6. Erosão nas margens côncavas, deposição nas margens convexas do rio nos trechos intermediários do curso, fenômeno observado durante a diminuição da vazão.
7. Arraste por rolamento de material rochoso do leito.
8. Abrasão de material de fundo, moldando as rochas desprendidas e criando as formas arredondadas dos cascalhos.

O aumento da velocidade da água tem maior efeito sobre a erosão e o transporte de materiais do que o efeito do aumento do volume da água. Desse modo, o principal fator que determina a energia de transporte é a declividade do leito, geradora do aumento da velocidade. Entende-se porque, numa grande bacia hidrográfica formada por vários rios de ordem inferior, cada um deles apresenta diferente granulometria do material de fundo que se deposita ao longo de seu curso. Tomando-se como exemplo a bacia hidrográfica formadora do lago Guaíba, os rios Jacuí, Caí e Sinos apresentam razoável extensão de leito arenoso – inclusive com extração de areia para a construção civil – enquanto o rio Taquari caracteriza-se por um leito formado por cascalho em toda a sua extensão.

A dinâmica de um rio – produto da geomorfologia e do clima – gera depósitos que, ao longo da história tendem a se repetir, numa constante busca de equilíbrio hidrodinâmico, nunca alcançado, em torno dos quais o homem se instala e continuamente explora os recursos daí advindos.

A organização interna de um rio

Uma maneira de entender um rio é considerá-lo como um sistema de fluxo extremamente aberto, contínuo e em permanente busca de equilíbrio dinâmico. Segundo Sioli,²⁰ com respeito à função renal de um rio no contexto da paisagem, uma visão simplista de sua organização interna é a de que, ao longo de seu transcurso, ele *recebe, transforma e entrega*. Recebe tudo o que é drenado na sua bacia hidrográfica, seja de forma localizada como de um efluente, seja de forma difusa como de qualquer escoamento superficial do solo. Fisicamente, transforma os materiais em sus-

²⁰ SIOLI, H. *Op. cit.*

pensão: por dissolução, os que forem solúveis – solvente universal que é a água –, por abrasão, os particulados insolúveis – através do atrito e das diferentes velocidades impostas aos materiais. Quimicamente, transforma os minerais, ioniza-os em cátions e ânions, forma uma solução eletrolítica, disponibiliza nutrientes; oxida moléculas pela presença de gases. Biologicamente, medeia processos oxidadores das atividades bacterianas, carregando-as e às suas enzimas, ou mesmo possibilitando a sua fixação ao substrato. Transfere, trecho a trecho, o que recebeu a montante e transformou, bem como o que manteve inalterado para, a jusante, oportunizar a continuidade das transformações. Essa é a natureza dos rios.

Uma carga orgânica de esgoto doméstico ou industrial de composição específica para cada tipo de atividade impõe a um rio uma “nova atribuição” de receber, transformar e transferir. A natureza de cada rio, ou mais precisamente, de cada trecho do rio, irá determinar a capacidade de realizar as transformações possíveis, até um certo limite. É o que se denomina *capacidade de autodepuração* de um rio. Entretanto, o neologismo que conviria a tal condição, poderia ser “poluibilidade” ou capacidade de suportar uma determinada carga sem perder suas características originais essenciais.

Para melhor entender um rio, no qual múltiplos processos se encadeiam simultaneamente, é necessária uma caracterização dos fluxos longitudinais, laterais e verticais. O rio é um gradiente longitudinal ou uma sequência de zonas interligadas, descrito por alguns autores como *zonação de rio*,²¹ de maneira até muito compartimentada, como a de considerar alguns grandes rios uma sequência de ecossistemas, como o Amazonas, por exemplo.

Algumas teorias são apresentadas a seguir, conforme uma abordagem sistêmica, que considera o rio uma unidade maior, formada por múltiplos componentes (ou elementos, na teoria de sistemas), funcionalmente organizados e dependentes, apesar da sua condição de sistema de fluxo fortemente aberto.

Petts²² sintetiza os atributos de um gradiente clássico de zonas ou trechos interligados de um rio. O curso superior ou de terras altas é caracterizado por canal estreito, baixas temperaturas, alta oxigenação da água, dominado por habitats de águas rápidas como corredeiras, cachoeiras, “tombos” e remansos. O curso inferior ou de terras baixas é dominado por setores de grandes planícies de inundação, com diversidade de formas de canais e meandros e depósi-

²¹ SCHÄFER, A. *Op. cit.*

²² PETTS, G. E. Rivers: Dynamic Components of Catchment Ecosystems. In: CALOW, P. & PETTS, G. E. (Eds.) *The Rivers Handbook*. v. II. Oxford: Blakwell Scient. Publ., 1994. p. 3-22.

tos de águas de planícies de inundação. Nos grandes rios de planícies de inundação, eventos como as cheias têm maior regularidade, as oscilações das variáveis abióticas são mais previsíveis, há maior diversidade de habitats, de fontes de alimentos e de adaptações tróficas (cadeias alimentares).

²³ PETTS, G. E. *Op. cit.*

Baseado nos materiais incorporados ao rio, na produção, transferência e estocagem, Petts²³ observa a existência de três zonas, num modelo simplificado inspirado em Schumm: (1) zona de cabeceiras de rios até quarta ordem, considerada como zona de produção ou de entrada de alimentos de fonte externa (alóctone); (2) zona de transferência, também chamada de zona de transformação e de passagem e (3) zona de estocagem, na planície de inundação (figura 1).

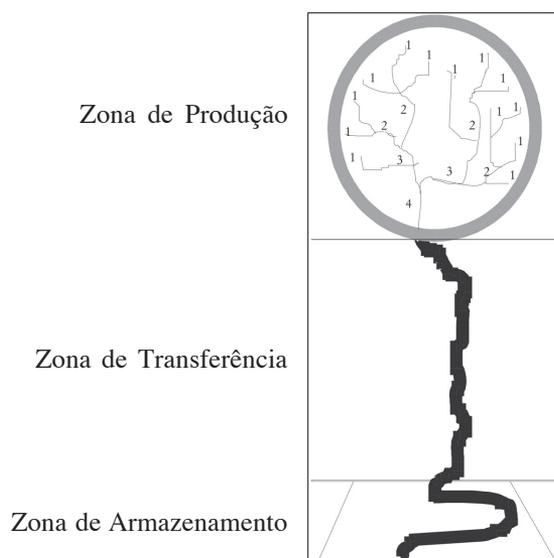


Figura 1: Interações terra-água entre sistemas fluviais mostrando as três zonas primárias, com os números indicando a ordem dos rios dentro da bacia hidrográfica (modificado de PETTS, G. E.²⁴)

²⁴ PETTS, G. E. *Op. cit.*

²⁵ VANNOTE, R. L. *et. al.*
Op. cit.

No início da década de 1980 foi lançado o Conceito de Rio Contínuo (*The River Continuum Concept* = RCC)²⁵. Mesmo que este trabalho tenha gerado muitas discussões, especialmente quanto à abrangência de sua aplicação para os diferentes tipos de rios, sua divulgação passou a ser importante marco para o desenvolvimento de estudos – e mesmo para o lançamento de outras teorias – com abordagem mais sistêmica. O RCC postula que um rio, desde as nascentes até a foz, apresenta um gradiente contínuo de condições físicas. Antes de mais nada é preciso ressaltar que essa

²⁶ CUMMINS, K. W. The Natural Stream Ecosystems. In: WARD, J. W. & STANFORD, J. A. (Eds.). *The Ecology of Regulated Streams*. New York: Plenum Press, 1979.

teoria teve forte influência dos postulados de Cummins²⁶, segundo os quais “comunidades em sucessiva ordem de rio são dependentes da ineficiência das ordens precedentes”.

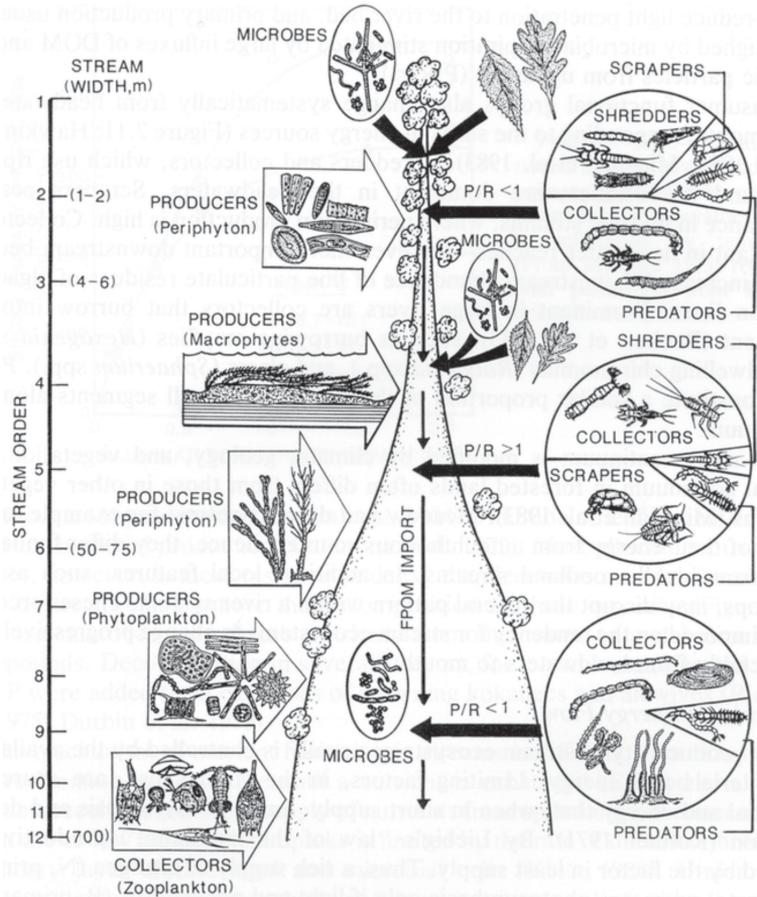
Tal gradiente propicia uma série de respostas das populações de organismos, resultando num contínuo ajustamento biótico e em efetivas taxas de remoção, transporte, utilização e estocagem de matéria orgânica ao longo da extensão do rio. Com base na teoria do equilíbrio da energia dos geomorfologistas fluviais, as características estruturais e funcionais das comunidades de organismos de rios são adaptadas à mais provável posição ou condição média do sistema físico. As características das comunidades de produtores e consumidores de um determinado rio alcançam uma estabilidade em harmonia com as condições da dinâmica física do canal de escoamento.

Nos sistemas de rios naturais, as comunidades biológicas podem ser caracterizadas como um contínuo temporal de substituição de espécies. Essa função de contínua substituição de espécies visa otimizar a utilização da entrada e passagem de energia ao longo do tempo. Assim, as comunidades biológicas desenvolveram estratégias envolvendo perdas mínimas de energia. Comunidades “rio abaixo” estão preparadas para capitalizar as ineficiências dos processamentos “rio acima”. Essa teoria busca explicar as condições de colonização, ocupação dos múltiplos espaços e sobrevivência às condições de contínuo estresse a que estão submetidos os organismos aquáticos de rios.

O conceito estabelece os grupos funcionais de organismos bentônicos – raspadores, fragmentadores, coletores e predadores – e outros grupos de organismos ao longo do eixo de um rio, a partir das suas nascentes (ordem 1). Estabelece uma razão entre produção/respiração menor do que 1 nos trechos de baixa ordem, causada pela produção alóctone; uma razão maior do que 1 nos trechos intermediários, causada pelos processos produtivos internos (como macrófitas e perifiton) e uma razão menor do que 1 entre produção e respiração no trecho final do rio (ordem superior a 6), causada pela diminuição da transparência e transporte de matéria orgânica dissolvida.

²⁷ VANNOTE, R. L. *et. al.* *Op. cit.*

O postulado de Vannote *et al.*²⁷ tem sido plenamente aplicado e aplicável a um grande número de rios, na condição de processos fluviais confinados à calha do rio, ou seja, leva em consideração os fluxos longitudinais e verticais, abstraindo as contingências de inundação de planícies, eventos típicos de grandes rios ou mesmo nos trechos finais de rios menores, com fluxos laterais.



²⁸ VANNOTE, R. L. *et. al.* *Op. cit.*

Figura 2: Modelo de Conceito de Rio Contínuo, de Vannote *et al.*²⁸, com representação dos grupos funcionais de organismos, das razões entre produção e respiração e da ordem do rio onde tais tendências se manifestam

É preciso ressaltar que a Teoria de Rio Contínuo foi desenvolvida com base em estudos feitos em rios de clima temperado e de altitude dos Estados Unidos. Rios de regiões tropicais ou mesmo subtropicais – ou de regiões com nascentes em menores altitudes – podem apresentar características diferentes. Tais condições podem levar a resultados que não se encaixam nas teorias divulgadas.

Outras teorias surgiram após a de Rio Contínuo, teorias que não representam necessariamente discordâncias ou discrepâncias entre si, mas que podem ser complementares, em função das características dos ambientes estudados.

A Teoria da Espiral de Nutrientes foi desenvolvida por Webster em 1975²⁹, na sua tese de PhD, publicada por Webster & Patten em 1979³⁰, ambas portanto anteriores à

²⁹ WEBSTER, J. R. *Analysis of potassium and calcium dynamics in stream ecosystems on three southern Apalachian watersheds of contrasting vegetation.* Ph.D. Thesis, Univ. Georgia, Athens, 1975. 232 p.

³⁰ WEBSTER, J. R. & PATTEN, B. C. Effect of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecol. Monogr.*, v. 49, 51-72, 1979.

Teoria de Rio Contínuo. A partir de experimentos realizados inicialmente com potássio e cálcio marcados e posteriormente com fósforo marcado, os autores mediram as passagens (ciclagens) e acúmulos em organismos aquáticos e na matéria orgânica particulada ao longo de certa distância de um rio (córrego) de primeira ordem. A conclusão a que chegaram é a de que os nutrientes sofrem várias passagens através dos organismos e da massa suspensa, enquanto são arrastados rio abaixo, constituindo uma espiral. Tais estudos são indicados para rios naturais de baixa ordem e sem interferências antrópicas, que permitem avaliar a eficiência das assembléias de organismos em capturar materiais escassos para seu metabolismo.

A Teoria da Descontinuidade Serial (*Serial Discontinuity Concept*) foi elaborada por Ward e Stanford em 1983³¹. Baseia-se na ruptura do contínuo do rio por um novo componente na paisagem, como a construção de uma barragem ou carga poluidora, por exemplo. Essa ruptura se manifesta tanto nas características físicas, como a temperatura, quanto na estrutura das assembléias de organismos. Considera-se, portanto, que a Teoria de Rio Contínuo se aplica em rios de águas e cursos naturais, sem alterações provocadas por ação antrópica. Seus postulados permitem avaliar os efeitos a montante e a jusante de uma descontinuidade estabelecida ao longo do eixo de um rio, cuja avaliação pode ser feita pelas alterações físicas, químicas, biológicas e pela faixa ripária.

Contemplando a realidade de muitos cursos de água, especialmente dos grandes, os conceitos de rio contínuo e outros não são plenamente aplicáveis. A “teoria do caos”, da Física, com aplicação de fractais, inspirou a elaboração de teorias sobre os “pulsos” que se manifestam na natureza, induzidos principalmente pelas condições do clima. O “pulso” é um fenômeno que se repete na natureza e também nos rios e nas bacias hidrográficas, cujos registros são as variações dos níveis/vazões ao longo do tempo. Grandes rios, incluindo os de planície, por perda de competência ou energia de transporte, depositam nas zonas de planície de deposição e de foz, o material erodido a montante, inundando a planície aluvial por eles mesmos construída. Esse fenômeno apresenta periodicidades e intensidades cujos intervalos e amplitudes têm abrangências desde o previsível até o imprevisível, de curta a longa duração, num contexto de caos pulsátil, em que os organismos estão adaptados, mas, ao mesmo tempo, são regulados como populações submetidas ao estresse dos pulsos.

³¹ WARD, J. V. & STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystem. In: FONTAINE, T. D. & BARTELL, S. M. (Eds.). *Dynamic of lotic ecosystems*. Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science, 1983.

³² JUNK, W. J. *et. al. Op. cit.*

O Conceito de Pulso de Inundação em Sistemas de Rios de Planície de Inundação (*The Flood Pulse Concept in River-Flood Plain Systems*)³² busca contemplar os regimes de sistemas de rios na Teoria de Pulso dos Físicos, oferecendo o contraponto ao Conceito de Rio Contínuo (RCC) e de outros. Em termos conceituais, planícies de inundação são áreas periodicamente inundadas por fluxo lateral de rios e/ou por precipitação direta ou de água subterrânea; o ambiente físico-químico resultante motiva a biota a respostas por adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas, e produz estruturas de comunidades (assembleias) características. O conceito de pulso, obedecendo a alguns postulados básicos, pressupõe certas características descritas a seguir. A principal força responsável pela existência, produtividade e interações da grande biota nos sistemas de planícies de inundação é o “Pulso de Inundação”. O espectro das condições geomorfológicas e hidrológicas produz pulsos de inundação, com amplitude desde a imprevisibilidade à previsibilidade e de curta a longa duração. Pulsos de curta duração e geralmente no âmbito da imprevisibilidade ocorrem em rios (ou arroios, riachos, córregos) de baixa ordem ou sistemas pesadamente modificados por diques ou drenados pelo homem. Por serem breves e imprevisíveis os pulsos de rios de baixa ordem, os organismos apresentam limitadas adaptações para a direta utilização da zona de transição terrestre/aquática (*aquatic/terrestrial transition zone = ATTZ*), definida por Junk e colaboradores como zona de alternância entre ambientes terrestres e aquáticos, ou zona ora inundada ora emersa. O pulso é acoplado a um efeito de borda dinâmico, que estende uma zona litoral móvel ao longo da zona de transição aquática/terrestre. O litoral em movimento impede prolongadas estagnações e permite rápida reciclagem da matéria orgânica e dos nutrientes, que resultam em alta produtividade. A produção primária associada a essa zona de transição é maior do que na calha central de sistemas de águas permanentes. Rendimento e produção de peixes são relatados em função da entrada em planícies de inundação, além de fazer parte da rota de migração da maioria deles.

A figura 3 representa um gráfico com os principais eventos dos períodos de inundação, de vazante e da fase dita terrestre, que é uma simplificação da teoria de pulso.

É importante considerar que os organismos de sistemas de rios de inundação têm “memória” dos pulsos de inundação e, tendo sofrido adaptações ao longo da história do rio ao qual pertencem, necessitam desses pulsos para se manter estrutural e funcionalmente no ecossistema rio.

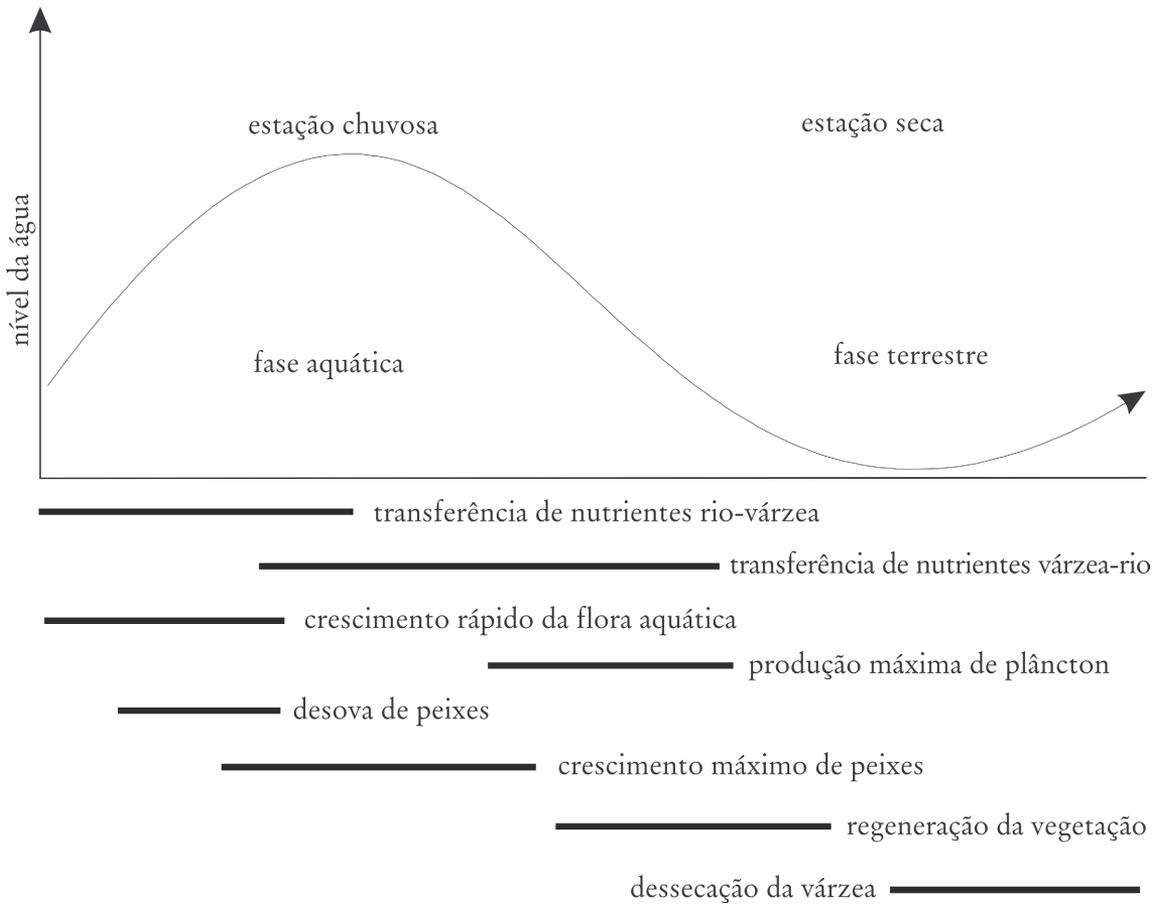


Figura 3: Influência da planície de inundação na zona de estocagem da figura 1. Cada um dos traços horizontais indica uma fase importante do pulso de inundação (modificado de PETTS, G. E.³³)

³³ PETTS, G. E. *Op. cit.*

Outra consideração, de natureza antrópica, é a tendência a medidas tecnológicas que conduzem à regularização da vazão dos rios ao longo de seu curso, para favorecer a navegação, evitar enchentes e gerar eletricidade. Se a regularização plena da vazão atende aos pleitos de diferentes usuários, representa, de outra parte, a ruptura da condição de pulso de inundação. O melhor senso para as decisões equilibradas, quanto às modificações que gradualmente se buscam introduzir nos rios, é o de manter, o quanto for possível, algumas condições espaciais de inundação, trecho a trecho, que atendam aos pulsos originais de inundação (mínimo de frequência e de amplitude) e permitam a manutenção das comunidades bióticas num mínimo estrutural e funcional em uma abordagem ecossistêmica. (Ver capítulos referentes ao tema, nesta obra).

Mesmo que, do ponto de vista geomorfológico, hidrológico, climático e da capacidade de gerar energia, rios sejam entidades muito estudadas, do ponto de vista sistêmico ou ecossistêmico há muito ainda a percorrer, especialmente no que diz respeito à importância dos ecótonos de rios (espaços de transição rio/terrestre), aos efeitos da variável de força correnteza e aos pulsos de inundação.

Pouco é conhecido sobre as interações ecótonos x organismos, ecótopos físicos (espaços da morfologia/relevo) e decisões que assegurem a sua manutenção. Que importância têm – além da paisagística – cachoeiras, saltos, corredeiras, estrangulamentos, espriados, remansos, fluxos rápidos e lentos, para a plena condição de rio e a manutenção da diversidade, no sentido pleno, de espécies, de estruturas, de processos, de ecótopos, de ecótonos? Quais os compartimentos mais importantes na produção – e em que ordem de grandeza – do material alóctone, dos organismos da coluna da água, dos organismos agregados ao substrato ou à planície de inundação? Que ambientes devem ser preservados, contra qualquer pretexto contrário, por representarem a informação incorporada pelos organismos e por serem necessários, em grau mínimo, para a sobrevivência desses organismos?

Síntese conceitual

Rio é um sistema muito aberto, fortemente pulsátil, formado por elementos bióticos e abióticos interatuantes, de fluxo energético multidirecional, mesmo que direcionado mais marcadamente no sentido do escoamento do fluxo (o fluxo como principal variável de força). O limite do sistema é a própria bacia hidrográfica, com fronteira de entradas e saídas. As modificações espaciais e temporais de materiais abióticos e bióticos se produzem geralmente como um contínuo processo. A heterogeneidade geomorfológica das sub-bacias afluentes pode limitar a continuidade geral da bacia hidrográfica. A vetorialidade dos fluxos (matéria e energia) é sensivelmente menor ao integrar na bacia hidrográfica superfícies extensas de alagamento ou inundação, que sobrepõem ao fluxo geral de escoamento as transformações que ocorrem internamente nas mesmas.³⁴

³⁴ Conceito do autor incluído no texto de J. J. Neiff, publicado em *Interciência*, v. 15, n. 6, p. 426, 1990.

Albano Schwarzbald é licenciado em História Natural, doutor em Ecologia e professor do Departamento de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

albano.schwarzbald@ufrgs.br

REVOLUÇÕES KUHNIANAS
NA EVOLUÇÃO DA ECOLOGIA FLUVIAL
A (POUCA?) IMPORTÂNCIA DAS ANOMALIAS

José Antonio Arenas-Ibarra
Edvard Elias de Souza Filho

É possível demonstrar a aplicabilidade do modelo de revoluções científicas proposto por Kuhn para o estudo do desenvolvimento da ecologia fluvial em geral, e a um dos seus aspectos em particular, as anomalias, não devidamente detectadas no decorrer do desenvolvimento dos paradigmas e das crises e revoluções que lhes dão origem. Daí a importância de uma análise histórica da evolução dos conceitos no campo da ecologia fluvial. Como estudo de caso, situam-se as contribuições de Argentino Bonetto e Julian Rzóska no seu respectivo paradigma. Tais contribuições, apesar de não terem sido devidamente apreciadas no seu tempo, constituíram anomalias no decorrer do aperfeiçoamento do paradigma da conectividade, fato que o modelo kuhniano permitiu evidenciar. Recomenda-se a aplicação do modelo de revoluções científicas de Kuhn como ferramenta para desenvolver uma atitude crítica no que diz respeito à geração e evolução do conhecimento em ecologia fluvial.

Introdução

A ecologia é uma ciência fraca, que se caracteriza pela inexistência de leis gerais, por discutir conceitos ainda pouco claros e pela sua limitada capacidade preditiva. Pelo menos é isto o que pensam os seus críticos ferrenhos.¹ Tal situação incômoda (ninguém gosta de ser posto em xeque) motivou diversas respostas dos ecólogos.

Alguns ecólogos reconheceram parcialmente os questionamentos e tentaram incrementar a abordagem preditiva em ecologia através de modelos.² Outros questionaram a existência de leis científicas universais nesse campo, ao estilo da física clássica, elaborando propostas para fortalecer a base científica da ecologia.³

Uma outra posição sugere que as críticas provêm da tentativa de adaptação da abordagem epistemológica da física às ciências biológicas, para as quais propõe, assim como para suas ciências afins, o desenvolvimento de uma filosofia própria.⁴ Ou seja, o reconhecimento da biologia como ciência única busca fortalecer as conceituações características da biologia e estabelecer sobre bases próprias os padrões a partir dos quais o conhecimento biológico evolui.

Em ecologia, uma ciência de cunho amplo e com particularidades que a ligam tanto às ciências da terra quanto às ciências biológicas, este discurso vem tomando forma. Recentes contribuições⁵ atribuem o desenvolvimento da ecologia a mecanismos divergentes do espectro resultante das fecundas discussões sobre epistemologia da ciência dos anos 60-70.⁶ Do mesmo modo, diversos autores da coletânea *Ecological paradigms lost*⁷ rejeitam a hipótese de que a evolução dos distintos campos da ecologia analisados por eles tenha seguido um ciclo de revoluções e mudanças de paradigmas como descrito na mais conhecida obra de Kuhn⁸.

No entanto, é importante destacar que a ecologia, pelo seu amplo escopo, apresenta histórias particulares no desenvolvimento das suas muitas vertentes.⁹ Algumas perspectivas sobre como o conhecimento evoluiu nessas subáreas fornecerão maiores elementos para uma adequada conceituação da natureza epistemológica da ecologia e para a avaliação da conveniência ou não da assimilação de aspectos derivados da tradicional epistemologia da ciência.

Nesse intuito, procura-se demonstrar aqui a aplicabilidade do modelo de revoluções científicas proposto por Kuhn para o estudo do desenvolvimento da ecologia fluvial em geral, e de um dos seus principais aspectos: a existência de anomalias não devidamente detectadas no decorrer do desenvol-

¹ SIMBERLOFF, D. S. Competition theory, hypothesis-testing, and other community ecological buzzwords. *The American Naturalist*, 122(5): 626-635, 1983.

PETERS, R. H. *A critique for ecology*. New York: Cambridge University Press, 1991. 366 p.

RIGLER, F. H. & PETERS, R. H. *Science and Limnology*. Oldendorf: Ecology Institute, Luhe, 1995. 239 p.

GUILAROV, A. M. The changing place of theory in the 20th century ecology: from universal laws to array of methodologies. *Oikos*, 92 (2):357-362, 2001.

BELOVSKY, G. E. et al. Ten suggestions to strengthen the science of ecology. (Roundtable). *Bioscience*, 54 (4):1-9, 2004.

² PETERS, R. H. The role of prediction in limnology. *Limnology and Oceanography*, 31(5):1.143-1.159, 1986.

HAKANSON, L. & PETERS, H. *Predictive limnology methods for predictive model*. Amsterdam: SBP Academic Publishing, 1995. 494 p.

GOTELLI, N. J. & GRAVES, G. R. *Null models in ecology*. Washington: Smithsonian Institution Press, 1996. 368 p.

HILBORN, R. & MANGEL, M. *The ecological detective*. Princeton: Princeton University Press, 1997. 330 p.

KALFF, J. *Limnology*. London: Prentice Hall, 2003. 592 p.

³ LAWTON, J. H. Are there general laws in ecology? *Oikos*, 84:177-192, 1999.

MURRAY Jr., B. G. Universal laws and predictive theory in ecology and evolution. *Oikos*, 89(2):403-408, 2000.

LANGE, M. Ecological laws: what would they be and why would they matter? *Oikos*, 110(2):394-403, 2005.

O'HARA, R. B. The anarchist's guide to ecological theory. Or, we don't need no stinkin' laws. *Oikos*, 110(2): 390-393, 2005.

⁴ QUINN, J. F. & DUNHAM, A. E. On hypothesis testing in ecology and evolution. *The American Naturalist*, 122(5):602-617, 1983.

WEINER, J. On the practice of ecology. *The Journal of Ecology*, 83(1):153-158, 1995.

MAYR, E. The autonomy of biology: the position of biology among the sciences. *The Quarterly Review of Biology*, 71(1):97-106, 1996.

VEPSALAINEN, K. & SPENCE, J. R. Generalization in ecology and evolutionary biology: from hypothesis to paradigm. *Biology and Philosophy*, 15:211-238, 2000.

MAYR, E. *What Makes Biology Unique?*: Considerations on the Autonomy of a Scientific Discipline. New York: Cambridge University Press, 2004. 266 p.

SIMBERLOFF, D. S. Community ecology: is it time to move on? *The American Naturalist*, 163(6):787-799, 2004.

PELICICE, F. M. *Henry A. Gleason: rumo a uma filosofia para a ecologia*. Exame Geral de qualificação (Doutorado), Programa de Pós-graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais. Universidade Estadual de Maringá. Maringá, 2006. 42 p.

⁵ PAINE, R. T. Advances in Ecological Understanding: By Kuhnian Revolution or Conceptual Evolution? *Ecology*, 83(6):1.553-1.559, 2002.

NÚÑEZ, P. G. & NÚÑEZ M. A. The importance of controversies in the epistemic progress of ecology. *Inter-ciência*, 32(12):804-811, 2007.

⁶ PLATT, J. R. Strong inference. *Science*, 46(3642):347-353, 1964.

LAKATOS, I. O falseamento e a metodologia dos programas de pesquisa científica. In: LAKATOS, I. & MUSGRAVE, A. *A crítica e o desenvolvimento do conhecimento*. São Paulo: Cultrix, 1979. p. 109-243.

POPPER, K. *A lógica da Pesquisa Científica*. São Paulo: Cultrix, 2001. 567 p.

⁷ CUDDINGTON, K. & BEISNER, B. Kuhnian paradigm lost: embracing the pluralism of ecological theory. In: BEISNER, B. & CUDDINGTON, K. *Eco-*

vimento dos paradigmas e das crises que dão origem a eles. Assim, examinaremos o caso de dois pesquisadores cujas ideias tiveram pouca consideração para o avanço do paradigma da conectividade: Argentino Bonetto e Julian Rzóska.

O modelo de ciência historicamente orientada de Kuhn

Segundo Thomas Kuhn, a ciência avança por meio de rupturas radicais e periódicas dos conceitos-chave (*paradigmas*) e não por meio do acúmulo de conhecimento e tentativa e erro, como foi assinalado por Popper. Neste sentido, um paradigma seria uma realização científica universalmente reconhecida que, durante algum tempo, fornece problemas e soluções modelares para uma comunidade de praticantes de uma ciência. No momento de sua formulação, o paradigma é limitado e pouco preciso nas respostas aos problemas que aborda, mas oferece mais alternativas de solução aos problemas que os pesquisadores mais influentes do campo conceituam como fundamentais. O paradigma dita que tipos de experimentos devem ser feitos, que dados coletar, como a coleta deve ser realizada e como analisar os dados obtidos.

Uma vez estabelecido o paradigma, começa o período denominado *ciência normal*, que se caracteriza pelo esforço de comprovação da validade deste, pelo seu refinamento e não pelo esforço de testá-lo. O paradigma se enraíza na comunidade científica por meio de atividades complementares, como o treinamento dos futuros pesquisadores, a profusão de livros-texto, revistas e sociedades científicas que reconhecem sua concepção da natureza como legítima.

A *ciência normal* frequentemente suprime novidades fundamentais porque estas subvertem seus compromissos básicos, mas usualmente o paradigma defronta-se com dados contraditórios que não podem ser explicados pelo arcabouço teórico. Tais dificuldades ou problemas que, por vezes, o paradigma não consegue resolver, são as chamadas *anomalias*. Até que o cientista tenha aprendido a ver a natureza de um modo diferente, o novo fato *anômalo* não será considerado completamente científico. Somente com o reconhecimento de que, de alguma maneira, a natureza violou as expectativas paradigmáticas que governam a ciência normal, a anomalia é “oficialmente” instaurada. O primeiro esforço de um cientista face a uma anomalia é dar-lhe estrutura, aplicando ainda com mais força as regras da ciência normal, tentando ajustar a teoria de forma que o anômalo converta-se em esperado. Nesse processo, são elaboradas

logical Paradigms Lost: Routes Of Theory Change. San Diego: Elsevier Academic Press, 2005. p. 419-428.

- ⁸ KUHN, T. S. *A estrutura das revoluções científicas.* São Paulo: Perspectiva, 2000. 257 p.
- ⁹ GRAHAM, M. H. & DAYTON, P. K. On the Evolution of Ecological Ideas: Paradigms and Scientific Progress. *Ecology*, 83 (6): 1.481-1.489, 2002.
- ¹⁰ ARENAS-IBARRA, J. A. BLETTLER, M. C. M. & ESPÍNOLA, L. A. Limnologia fluvial na América do Sul: um comentário sobre alguns de seus pioneiros e suas contribuições. In: PETRY, A. C.; PELICICE, F. & BELLINI, L. M. *História da ecologia e alguns dos seus heróis.* Maringá: EDUEM, 2010. p. 211-260. PETRY, A. C. & PELICICE, F. *História da ecologia e alguns dos seus heróis. Op. cit.* BRIGGS, J. C. & HUMPHRIES, C. J. Early works. In: LOMOLINO, M. V.; SAX, D. F. & BROWN, J. H. *Foundations of Biogeography: Classic Papers with Commentaries.* Chicago: University of Chicago Press, 2004. p. 5-14.
- ¹¹ FRIČ, A. Die Wirbeltiere Böhmen. *Praga Archiv Naturwische Landesderchforschung*, 2:1-152, 1872. BORNE, V. D. M. Wie kann man unsere gewässer nach den in ihnen vorkomenden Arten klassifizieren? *Cirk. Dt. Ver.*, 4, 1877. NOWICKI, M. *Fishes of river systems of Wisla, Styr, Dniestr and Prut in Galicia.* Kraków, Wydż, Krajowy, Poland, 1889. 54 p.
- ¹² STEINMANN, P. Die tierwelt der Gerbirgsbäche. Eine faunistisch-biologische studie. *Annales de Biologie Lacustre*, 2:30-150, 1907. ANTIPA, G. P. Fischerei und Flussregüierung. *Allgem. Fischerei Zeitung*, 16-17:1-5, 1911. CARPENTER, K. E. *Life in inland water with Especial Reference to Animals.* London: Sidgwick & Jackson, 1928. 267 p.

ideias que cobrem parte da realidade que o paradigma não explica. Algumas que lhe são próximas podem fazer com que, devidamente modificado ou complementado, o paradigma mantenha sua vigência. Contudo, à medida que vão surgindo mais e mais anomalias, instala-se a *crise*, período de incerteza mas de grande fecundidade intelectual. Uma parte dos pesquisadores da disciplina tenta rearticular a teoria e prática do paradigma à luz dos dados anômalos não resolvidos, enquanto outros procuram um marco alternativo que garanta horizontes promissores para as futuras pesquisas.

Quando as pesquisas extraordinárias são bem sucedidas, conduzem à profissão de um novo conjunto de compromissos, uma nova base para a prática da ciência. Esses episódios extraordinários são as *revoluções científicas*, que motivam o abandono do antigo paradigma e dão lugar a uma nova geração de cientistas normais (figura 1).

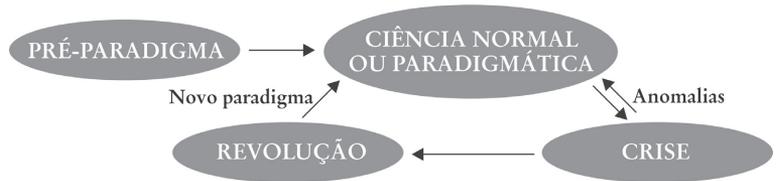


Figura 1: O modelo de ciência historicamente orientada de Kuhn

A estrutura das revoluções científicas na ecologia fluvial

Uma ciência deve definir seu campo de estudo antes de entrar no ciclo de paradigmas e revoluções. Kuhn chamou este período de etapa pré-paradigmática. Trata-se de um período de grande confusão no qual os primeiros cientistas da disciplina não estão sujeitos aos guias e limites da tradição e são influenciados por várias disciplinas adjacentes. As observações relevantes são simples e expressas em linguagem acessível desde que as contribuições não possam assumir uma base intelectual comum.

Na ecologia fluvial, a etapa pré-paradigmática está ligada aos conhecimentos desenvolvidos pelos primeiros cientistas naturais modernos (séculos XVII e XVIII), que eram principalmente treinados em taxonomia e sistemática, e tinham seu campo de ação mais ligado à história natural e à biogeografia. Nessa perspectiva, os corpos de água doce eram vistos mais como particularidades de uma determinada zona geográfica e sua biota inventariada principalmente com o intuito de se encaixar nas grandes classificações das zonas fito-zoogeográficas do mundo¹⁰ (figura 2).

¹⁷ LINDEMAN, R. L. The trophic dynamic aspects of ecology. *Ecology*, 23:399-418, 1942.

ODUM, H. T. Trophic Structure and Productivity of Silver Springs, Florida. *Ecological Monographs*, 27(1): 55-112, 1957.

MARGALEF, R. Ideas for a synthetic approach to the ecology of running waters. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*, 45: 133-153, 1960.

¹⁸ GOLLEY, F. B. *A History of the Ecosystem Concept in Ecology. More than the Sum of the Parts*. London: Yale University Press, 1996. 272 p.

¹⁹ ODUM, E. P. *Ecology*. Holt: Rinehart and Winston Publishers, 1963. 152 p.

ODUM, E. P. The Strategy of Ecosystem Development. An understanding of ecological succession provides a basis for resolving man's conflict with nature. *Science*, 164: 262-270, 1969.

²⁰ BORMANN, F. H. & LIKENS, G. E. Nutrient cycling. *Science*, 155(3.761): 424-429, 1967.

FITTKAU, E. J.; IRMLER, U.; JUNK, W. J.; REISS, F. & SCHMIDT, G. W. Productivity, biomass and population dynamics in Amazonian water bodies. In: GOLLEY, F. B. & MEDINA, E. (Ed.). *Tropical Ecosystems: Trends in terrestrial and aquatic research*. New York: Springer Verlag, 1975. p. 289-311. (Ecological Studies Analysis and Synthesis, n. 11).

²¹ FISHER, S. G. & LIKENS, G. E. Stream ecosystem: organic energy budget. *BioScience*, 22(1):33-35, 1972.

FISHER, S. G. & LIKENS, G. E. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecol. Monogr.*, 43(2): 421-439, 1973.

²² CUMMINS, K. W. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, 18:183-206, 1973.

tificação das condições abióticas associadas a esta zonação incorporando outros grupos faunísticos.¹²

A divisão dos diversos trechos de um rio em entidades discretas em função da biota consolidou-se como paradigma (paradigma da zonação) principalmente pelos artigos de Huet¹³, que caracterizou o gradiente longitudinal do rio pelo aumento gradual da temperatura, largura e profundidade, redução da correnteza e diminuição das frações granulométricas do material do leito. Embora útil para caracterizar a distribuição da ictiofauna e bentos de alguns sistemas lóticos europeus, a universalidade dessa proposta era questionável, pois os grupos de espécies que caracterizavam um sistema lótico raramente eram encontrados em outro.¹⁴

De outra parte, as mudanças das condições abióticas raramente eram graduais longitudinalmente e, no entanto, mudanças contínuas na geometria hidráulica ao longo do curso são observadas com a conseqüente alteração do espectro das características limnológicas.¹⁵ Numa tentativa de tornar o paradigma mais universal e redefinir as zonas como entidades ecológicas reais, Illies e Illies & Botosaneanu restabeleceram as zonas como *rithron* (descarga), *potamon* (dejeção) e *crenon* (captação), ampliando o espectro de entidades biológicas a elas associadas.¹⁶

A zonação entrou em crise ao ser contrastada com diversos postulados advindos da teoria ecológica (ecologia de comunidades e ecossistemas) que priorizavam a avaliação dos fluxos de matéria e energia em gradientes determinados, bem como o ajuste das comunidades ao processo sucessório ao longo destes¹⁷. Tal abordagem apresentava-se promissora, pois se baseava nas características funcionais das diversas zonas do *ecossistema fluvial* para atingir a percepção holística do conceito de ecossistema proposto por Tansley em 1935, de aceitação cada vez maior no mundo do pós-guerra¹⁸.

A posterior publicação do livro *Ecology* e do artigo *The Strategy of Ecosystem Development* fincaram ainda mais essa tendência nas linhas teóricas dos ecólogos fluviais.¹⁹ Cada vez mais ecólogos fluviais passaram a se interessar pela descrição dos sistemas lóticos com base em sua produtividade primária/metabolismo da comunidade²⁰, fluxos de matéria e energia e estocagem de matéria orgânica²¹, dinâmica trófica²², papel dos detritos alóctones²³ e produção secundária²⁴. Especialmente importantes foram as pesquisas desenvolvidas na floresta experimental de Hubbard Brook²⁵ que demonstravam que alterações na entrada e saída dos fluxos de matéria e energia em um trecho determinado afetavam as comunidades e processos dos ambientes situados

- CUMMINS, K. W. Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience*, 24: 631-641, 1974.
- ²³ MINSHALL, G. W. Role of allochthonous detritus in the trophic structure of a woodland stream. *Ecology*, 48:139-149, 1967.
- FITTKAU, E. J. Remarks on limnology of central Amazon rain forest streams. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 15:1092-1096, 1964.
- ²⁴ KLINGE, H.; RODRIGUES, W. A.; BRÜNIG, E. & FITTKAU, E. J. Biomass And Structure in a Central Amazonian Rain Forest. In: GOLLEY, F. B. & MEDINA, E. (Ed.). *Tropical Ecosystems*. *Op. cit.* p. 115-122.
- ²⁵ BORMANN, F. H. & LIKENS, G. E. Nutrient cycling. *Op. cit.*
- BORMANN, F. H. & LIKENS, G. E. The nutrient cycles of an ecosystem. *Sci. Amer.*, 223(4):92-101, 1970.
- LIKENS, G. E. & BORMANN, F. H. An experimental approach to New England landscapes In: HASSLER, A. D. (Ed.). *Coupling of land and water systems*. New York: Springer-Verlag, 1975. p. 7-30.
- ²⁶ LIKENS, G. E. *et al.* Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. *Ecol. Monogr.*, 40(1):23-47, 1970.
- ²⁷ LIKENS, G. E. & BORMANN, F. H. Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. *BioScience*, 24(8): 447-456, 1974.
- ²⁸ FISHER, S. G. & LIKENS, G. E. Stream ecosystem... *Op. cit.*
- FISHER, S. G. & LIKENS, G. E. Energy flow... *Op. cit.*
- ²⁹ HYNES, H. B. N. *The ecology of running waters...* *Op. cit.*
- HASSLER, A. D. (Ed.). *Coupling of land and water systems*, New York: Springer-Verlag, 1975. 309 p.
- rio abaixo, ou seja, os ambientes estavam *conectados* pelos processos ao longo da bacia hidrográfica²⁶. Essas pesquisas deixavam claras a influência dos detritos provenientes da vegetação ripária para a fisiologia fluvial²⁷ e a ubiquidade da aplicação do conceito de ecossistema em bacias hidrográficas²⁸. O novo modo de enxergar a natureza potâmica foi posteriormente retratado em livros que consolidaram a revolução conceitual.²⁹
- Os estudos em produtividade biótica, fluxos de energia, transporte de nutrientes e dependência do material alóctone, acentuaram a importância dada às interações terra-água e à concepção da continuidade dos segmentos dos rios. As novas conceituações levaram Southwood³⁰ a descrever, em 1977, o habitat como um modelo em que as estruturas físicas e o ciclo hidrológico juntam-se para determinar as condições biológicas, resultando em padrões consistentes de estrutura comunitária.
- No mesmo ano surge o *conceito de espiral de nutrientes*³¹, que descreve o deslocamento para jusante de nutrientes orgânicos, seu uso e processamento ao longo dos rios. O comprimento da espiral seria uma função da taxa de transporte e retenção influenciada pelas características das comunidades. Levando em conta estes postulados e adaptando a teoria de equilíbrio dinâmico dos rios, Vannote *et al.*³² caracterizaram o rio como um gradiente longitudinal contínuo de matéria e energia (*conceito de contínuo de rios*, RCC). O conceito considera a existência de um gradiente de condições físicas previsíveis, em função da ordem do rio, desde as nascentes até a foz. Essas forças produzem um contínuo de características hidrológicas e geomorfológicas que induzem um gradiente de condições ecológicas longitudinalmente ligadas, que organizam as comunidades biológicas estrutural e funcionalmente de acordo com os padrões de dissipação de energia cinética. Os rios são caracterizados como de pequeno (1^a-3^a ordem), médio (4^a-5^a ordem) e grande porte (6^a-7^a ordem).
- O artigo de Vannote *et al.*³³ foi decisivo para a consolidação do paradigma da conectividade porque foi a primeira descrição compreensiva e explícita dos novos conceitos, estabelecendo predições e fornecendo uma nova classe de problemas ao redor da validação do paradigma. Não foi necessário para a conectividade resolver todos os problemas da zonação; de fato, conforme Thomas Kuhn, é a promessa de resolver problemas futuros o que faz um paradigma mais atrativo.³⁴
- Pesquisas subsequentes ao RCC seguiram as postulações de Kuhn, novos problemas foram formulados e as pre-

- GOLLEY, F. B. & MEDINA, E. (Ed.). *Tropical Ecosystems*. Op. cit.
- WHITTON, B. A. *River ecology*. Berkeley: University of California Press, 1975. 725 p. (Studies in Ecology, n. 2)
- BORMANN, F. H. & LIKENS, G. E. *Pattern and process in a forested ecosystem*. New York: Springer-Verlag, 1979. 253 p.
- ³⁰ SOUTHWOOD, T. R. E. Habitat, the templet for ecological strategies? *The Journal of Animal Ecology*, 46(2):336-365, 1977.
- ³¹ NEWBOLD, J. D.; ELWOOD, J. W.; O'NEILL, R. V. & VAN WINKLE, W. Measuring nutrient spiraling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 38:860-863, 1981.
- ³² VANNOTE, R. L. et al. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37:130-137, 1980.
- ³³ VANNOTE, R. L. et al. Op. cit.
- ³⁴ MIRANDA, L. E. & RABORN, E. W. Op. cit.
- ³⁵ DODGE, D. (Ed.). Proceedings of the International Large River Symposium (LARS). *Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106, 1989. 629 p.
- ³⁶ WELCOMME, R. L. Concluding remarks I: on the nature of large tropical rivers floodplains and future research. *Journal of the North American Benthological Society*, 7(4):525-526, 1988.
- ³⁷ SIOLI, H. Introdução ao Simpósio Internacional sobre Grandes Rios Latino-americanos. *Interciencia*, 15(6): 331-336, 1990.
- ³⁸ KUHN, T. S. *A estrutura das revoluções científicas*. Op. cit.
- ³⁹ MINSHALL, G. W. et al. Interbiome Comparison of Stream Ecosystem Dynamics. *Ecological Monographs*, 53(1): 1-25, 1983.
- ⁴⁰ CUMMINS, K. W. et al. Stream ecosystem theory Verh. Internat. Verein. Limnol., 22: 1.818-1.827, 1984.

dições estipuladas pelo RCC receberam maior atenção. A influência das ideias do RCC e sua aplicação na pesca foi abordada no simpósio de grandes rios em 1985³⁵. Do mesmo modo, as novas perspectivas e o estado de desenvolvimento da ecologia de rios foram os temas principais do simpósio *Community Structure and Function in Temperate and Tropical Streams*³⁶ e do Simpósio Internacional de Grandes Rios Sul-Americanos em 1990³⁷. De acordo com o comportamento estipulado para a ciência normal por Kuhn, lá onde as predições do paradigma falham (*anomalias*) modificações *ad hoc* são feitas. Kuhn descreveu este comportamento dos cientistas como *brincar de ir completando o quebra-cabeças*³⁸.

Minshall et al.³⁹ fazem uma comparação de diversos biomas do mundo sugerindo a grande aplicabilidade do RCC na maior parte deles. Entretanto, anos depois, certos autores foram *subsannando* limitações⁴⁰ que enfraqueciam o conceito. As principais críticas residiam no fato de o gradiente de condições físicas e biológicas estipuladas por Vanotte et al.⁴¹ não ser tão determinante e progressivo como se acreditava; também a ordem dos rios não representava uma descrição apurada das características do ambiente físico. Por essas razões, o RCC não poderia ser decisivo para determinar comunidades biológicas⁴².

O rio não parecerá mais um ecossistema contínuo, mas sim um mosaico contínuo⁴³. Os conceitos de distúrbio, *shifting mosaics* e *patch dynamics*⁴⁴ e sua ligação com a ecologia da paisagem⁴⁵ pareciam mais apropriados para descrever a heterogeneidade de um rio, pois consideravam tanto a conectividade longitudinal quanto a lateral, e como esta fica sujeita a distúrbios⁴⁶. Segundo o mesmo princípio, outros autores preferiram estudar a dimensão lateral inserida no conceito de ecótono⁴⁷. Tais posições eram críticas de fundo ao RCC e ao que parece a ecologia fluvial não estava pronta para abdicar de seu paradigma pivotal nem para se afastar do conceito de ecossistema.

Assim, a maior parte da comunidade científica "fluvial" norteou sua atividade no sentido de esclarecer deficiências mais óbvias do paradigma. Por estar baseado em rios prístinos, o RCC carecia de universalidade, pois os ambientes lóticos de grande parte da Europa e da América do Norte estavam fortemente impactados. Esta limitação foi corrigida mediante o conceito de *descontinuidade serial* (SDC), que predizia o comportamento dos rios a jusante de barragens a partir dos postulados do RCC.⁴⁸ Por outro lado, o RCC só considerava a dimensão longitudinal, mas em sistemas de baixa vetalidade os fluxos de energia, materiais

- MINSHALL, G. W. *et al.* Developments in stream ecosystem theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42:1.045-1.055, 1985.
- SEDELL, J. R.; RICHEY J. E. & SWANSON, F. J. The river continuum concept: a basis for the expected ecosystem behavior of very large rivers? Proceedings of the International Large River Symposium (LARS), Ottawa. *Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106:49-55, 1989.
- ⁴¹ VANNOTE, R. L. *et al.* *Op. cit.*
- ⁴² STATZNER, B. & HIGLER, B. Questions and comments on the river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42:1.038-1.044, 1985.
- STATZNER, B. & HIGLER, B. Stream hydraulic as major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology*, 16:127-139, 1986.
- NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. D.; PASTOR, J. & JOHNSTON, C. A. The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. *J. N. Am. Benthol Soc.*, 7(4): 289-306, 1988.
- ⁴³ NAIMAN, R. J. *et al.* *Op. cit.*
- ⁴⁴ BORMANN, F. H. & LIKENS, G. E. *Pattern and process in a forested... Op. cit.*
- PICKET, S. T. A. & WHITE, P. S. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics.* San Diego: Academic Press Inc., 1985. 472 p.
- ⁴⁵ WIENS, J.; MOSS, M. R.; TURNER, M. G. & MLADENOFF, D. *Foundation Papers in Landscape Ecology.* Columbia University Press, 2006. 668 p.
- ⁴⁶ PRINGLE, C. M. *et al.* Patch dynamics in lotic ecosystems: the stream as a mosaic. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7(4):503-524, 1988.
- RESH, V. H. *et al.* The role of disturbance in stream ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7(4):433-435, 1988.
- NAIMAN, R. J. *et al.* *Op. cit.*

e de organismos não são inequivocamente unidirecionais. Em tais sistemas, as distintas formas e estádios de organização das bacias desde as nascentes até a desembocadura dependem mais dos tempos de permanência da água e características do fluxo, do que da posição e ordem hierárquica do canal.⁴⁹

Dessa forma, novas dimensões foram adicionadas ao conceito. A dimensão vertical foi adicionada por meio do *corredor hiporréico*⁵⁰ que enfatizava as trocas de matéria e energia entre o rio e os ambientes conexos por meio do lençol freático. A conectividade lateral foi adicionada por Amoros e Roux⁵¹, que adaptaram o conceito de conectividade utilizada em ecologia da paisagem para analisar as implicações ecológicas da distância e tipo de conexão entre os diversos corpos de água doce das planícies de inundação e o curso principal do rio, encontrando relação entre esta e a biomassa de peixes, plâncton e bentos.

Junk *et al.* e Neiff adaptaram o paradigma da conectividade a planícies de inundação de grandes rios tropicais, onde o fluxo de matéria e energia da calha principal à planície e vice-versa (em potamofase ou limnofase, respectivamente) é mais significativo do que o que vem da nascente do rio.⁵² Assim, o pulso hidrossedimentológico (que viria a ser conhecido como *flood pulse concept*, FPC) seria a força que estrutura as comunidades bióticas nestes ambientes. O conceito de “pulso” (FPC) contribuía assim à generalização do paradigma.

O FPC foi rapidamente aceito porque solucionava uma das principais fraquezas do paradigma dominante que era não considerar a dimensão lateral. Assim, no lugar de testá-lo, buscou-se-lhe a universalidade. Uma série de trabalhos neste sentido foram realizados em planícies sul-americanas⁵³, norte-americanas⁵⁴ e europeias⁵⁵.

Ward e Stanford⁵⁶ modificam o SDC para adaptá-lo à dinâmica proposta para rios de planície pelo FPC. Posteriormente Tockner *et al.*⁵⁷ estendem o conceito de pulso a rios de planície de zonas temperadas, considerando os pulsos de degelo e a ampliação-retração de habitats⁵⁸ provocadas por pulsos de freático, sem a necessidade de transbordamento lateral do rio como estabelecido por Junk *et al.*⁵⁹ no conceito original.

Na última década, os ecólogos fluviais foram paulatinamente percebendo que os atributos bióticos não conseguem explicar por si mesmos o sistema fluvial, e que além da perspectiva brindada pela ecologia de comunidades, também é necessário abordar o rio em uma escala espacial mais ampla.⁶⁰ Mas, esta alteração de pensamento não tem sido gratuita.

- ⁴⁷ NAIMAN, R. J. & DE-CAMPS, H. *The ecology and management of aquatical terrestrial ecotones*. UNESCO-Parthenon Publishing Group, New Jersey, 1990. 316 p.
- ⁴⁸ WARD, J. W. & STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In: FONTAINE, T. D. & BARTELL, S. M. (Ed.). *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor: Ann Arbor Science Publishers Inc., 1983. p. 29-42.
- ⁴⁹ NEIFF, J. J. Sinopsis ecológica y estado actual del Chaco Oriental. *Ambiente Subtropical*, 1:5-35, 1986.
- BONETTO, A. A. & WAIS, I. R. The Paraná river in the framework of modern paradigms of fluvial systems. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 3: 139-172, 1990.
- SEDELL, J. R. et al. *Op. cit.*
- ⁵⁰ STANFORD, J. A. & WARD, J. V. The hyporheic habitat of river ecosystems. *Nature*, 335:64-66, 1988.
- ⁵¹ AMOROS, C. & ROUX, A. L. Interactions between water bodies within the floodplain of large rivers: function and development of connectivity. In: SCHEREIBER, K. F. (Ed.). *Connectivity in landscape ecology*. Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association for Landscape Ecology. *Müntersche Geographische Arbeiten*, 29:125-130, 1988.
- ⁵² JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. The flood pulse concept in river floodplain systems. In: DODGE, D. (Ed.). Proceedings of the International Large River Symposium (LARS), Ottawa. *Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106:110-127, 1989.
- NEIFF, J. J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15(6): 424-441, 1990.
- ⁵³ BONETTO, A. A. & WAIS, I. R. El concepto de "pulso de inundación" en relación a las planicies fluviales del sistema fluvial Paraná-Paraguay. *Ecosur*, 16(27):85-98, 1990.

A chamada revolução ambiental (a demanda feita pela sociedade à ciência por soluções para os conflitos ambientais) vem forçando os ecólogos a procurar padrões no âmbito de paisagem⁶¹ e incluir a dimensão humana⁶² nas quatro dimensões tradicionalmente estudadas nos rios: longitudinal, lateral, temporal e vertical⁶³.

O contexto teórico para essa nova maneira de perceber a natureza tem sido extraído de campos recentes da ecologia, tais como a *biologia da conservação* e a *ecologia da paisagem*. Ao que parece, os conceitos debatidos no simpósio *Community Structure and Function in Temperate and Tropical Streams*⁶⁴ e a abordagem ecotonal em ecologia fluvial⁶⁵, amadurecidos e melhorados⁶⁶, começam a se consolidar, após terem sido pouco considerados na década de 80.

Paralelamente, a ecologia fluvial, além de ciência biológica tem-se caracterizado como ciência da terra. Diversas abordagens têm surgido nesse sentido. Kalliola, Puhakka & Danjoy e Kalliola & Flores utilizam a chamada *geoecologia* para descrever o funcionamento territorial e propor sob esta ótica o zoneamento ecológico da Amazônia peruana, constituída por um mosaico de planícies de inundação e bosques de terra firme.⁶⁷ Carling & Petts⁶⁸ enfatizam uma ligação maior entre a hidrogeomorfologia e a ecologia para a conservação das terras baixas holandesas. Petts em colaboração com Amoros conceitualizam o chamado *Fluvial Hydrosystem*⁶⁹, unidade de estudo cuja integridade depende da interação dinâmica dos processos biológicos, hidrológicos e geomorfológicos em uma escala de bacia hidrográfica.

Um evento-chave para o que viria a ser a crise do paradigma da conectividade foi a realização na Suíça, em março de 2001, do 1º Simpósio Internacional de Paisagens Fluviais, cujos trabalhos foram publicados no volume 47 do periódico *Freshwater Biology*. Neste volume, autores como Ward et al.⁷⁰ defendem a realização de estudos de planícies de inundação em escala de paisagem, dando ênfase a sua diversidade de elementos e à dinâmica das formas e processos geomorfológicos como geradores da diversidade específica. Para eles, a principal função de força que regula o funcionamento das paisagens fluviais, fundamentalmente em planícies de inundação, é a *dinâmica fluvial*, que inclui, além do pulso de inundação, o espectro de processos geológicos, geomorfológicos e hidrológicos que o determinam. Os artigos deste volume foram, por muitos anos, os mais acessados do periódico.

Por outro lado, a chamada *ecohidrologia*, definida como o estudo das inter-relações funcionais entre a hidrolo-

- JUNK, W. J. & WELCOMME, R. L. Floodplains. In: PATTEN, B. C. *Wetlands and shallow continental water bodies*. v. 1. The Hague: SPB Academic Publishing, Natural and human relationships, 1990. p. 491-524.
- JUNK, W. J. & FURCH, K. A general review of tropical South American floodplain. *Wetlands Ecology and Management*, 2(4):231-238, 1993.
- JUNK, W. J. & SILVA, C. J. Neotropical floodplains: A comparison between the Pantanal of Mato Grosso and the large Amazonian river floodplains. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M. & TUNDISI, T. M. *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences, Brazilian Limnological Society, 1995. p. 195-217.
- AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A. M. & THOMAZ, S. M. The high Paraná river basin: limnological and ichthyological aspects. In: TUNDISI, J. G.; BICUDO, C. E. M. & TUNDISI, T. M. (Org.). *Limnology in Brazil*. Rio de Janeiro: Brazilian Academy of Sciences/Brazilian Limnological Society, 1995. p. 59-10.
- ⁵⁴ BAYLEY, P. B. The flood pulse advantage and the restoration of rivers floodplains system. *Regulated rivers research and management*, 6:75-86, 1991.
- BAYLEY, P. B. Understanding large river-floodplain ecosystems. *BioScience*, 45:153-158, 1995.
- SPARKS, R. E. Need for Ecosystem Management of Large Rivers and Their Floodplains *BioScience*, 45(3):168-182, 1995.
- WARD, J. V. & STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Reg. Riv. Res. Manag.*, 10:159-168, 1995.
- ⁵⁵ HEILER, G.; HEIN, T. & SCHIEMER, F. Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system. *Regulated Rivers Res. Manag.*, 11:351-361, 1995.

gia e a biota na escala de bacia hidrográfica⁷¹, pretende ser o novo paradigma para responder às inquietudes da sociedade no que diz respeito a serviços ecológicos prestados pelos rios. Outra abordagem, que parece transcender o campo de ação da ecoidrologia, é o que os hidrólogos chamam de *hidroecologia* – a ligação entre os conhecimentos de hidrologia, hidráulica, geomorfologia e as ciências biológicas/ecológicas – para prever a resposta da biota e de ecossistemas de água doce às variações dos fatores abióticos, através de um espectro de escalas temporais e espaciais.⁷² Não obstante, tanto a ecoidrologia como a hidroecologia apresentam dificuldades conceituais quanto à natureza filosófica dos problemas que enfocam.⁷³ Ambas as abordagens falham em explicitar a natureza bidirecional das interações ecológico-hidrológicas, e os requerimentos para a compreensão cabal destes processos e das relações causais que os determinam.⁷⁴ A abrangência dos problemas que focalizam e a necessidade de considerar mecanismos que interagem em diversas escalas espaciais e temporais também são pouco enfatizadas. Talvez o principal problema esteja na falta de uma real definição da filosofia de pesquisa e da natureza interdisciplinar que preencha os vazios entre os limiares tradicionais da ecologia e da hidrologia. A falta desta filosofia se evidencia na abordagem multidisciplinar em que se fundamenta a maioria dos estudos nestes campos da ciência: pesquisas de cunho ecológico com algumas considerações hidrológicas/geomorfológicas e vice versa, sem que os parâmetros usados em uma ou outra abordagem sejam identificados como fundamentais, para responder às perguntas que o problema que se quer resolver gera, confundindo terminologias e chegando a resultados muitas vezes contrastantes.

Essa mesma indefinição e incapacidade de responder às questões sobre a natureza dos rios desde sua própria perspectiva, verificam-se em ciências relacionadas. Para os ecólogos de paisagem, a ciência que professam é a que integra todos os aspectos funcionais capazes de identificar os padrões e processos nas bacias hidrográficas.⁷⁵ Já para os engenheiros e planejadores ambientais, a integração desses aspectos se dá no conceito de bacia hidrográfica através de sistemas de informação geográfica.⁷⁶ Tal confusão e a sobreposição de campos de estudo são típicas dos períodos de mudança de paradigmas. Entretanto, a *ecoidrologia* corre com vantagem, pois conta com o apoio do Programa Hidrológico Internacional da UNESCO (IHP); nos últimos anos ampliou seu escopo e é tida como um conceito-chave para a conservação e gestão das bacias hidrográficas e das populações humanas envolvidas.

Argentino Bonetto e o desenvolvimento da ecologia de planícies de inundação no Paraná médio

Argentino Bonetto foi um naturalista argentino que estudou por mais de quarenta anos a dinâmica da planície de inundação do Paraná médio e sua influência sobre as comunidades biológicas. Quando começou suas pesquisas em meados da década de 50 do século passado, percebeu que as caracterizações limnológicas da época pouco poderiam contribuir ao entendimento do Paraná médio e sua planície. Era necessária uma nova limnologia, conceitualmente além do lago como microcosmos⁷⁷ e que enxergasse além das margens do rio.

Em um primeiro momento, influenciado pelo paradigma da zonação e baseado nos seus estudos de distribuição de peixes, poríferos e moluscos, bem como nas características geológicas e geomorfológicas da bacia do rio Paraná, dividiu a mesma em quatro segmentos: Paraná superior, alto Paraná, Paraná médio e Paraná inferior. Para Bonetto, o Paraná superior e o alto Paraná representavam o *ritbron* e o Paraná médio e inferior o *potamon*, segundo os conceitos de Illies & Botosaneanu⁷⁸ e sua modificação por parte de Welcomme⁷⁹.

Bonetto também foi fortemente influenciado por Margalef⁸⁰ e Odum⁸¹ e a sucessão longitudinal dos sistemas fluviais. Desse modo, o Paraná superior e o alto Paraná representavam etapas imaturas da sucessão, enquanto que o Paraná médio e o inferior seriam estágios mais evoluídos, com maior organização, estabilidade, aumento da biomassa e complexidade das teias tróficas.⁸²

Apesar de influenciado pelas correntes teóricas dominantes da época, Bonetto e seus colaboradores souberam perceber que as diferenças dos grandes sistemas hidrográficos sul-americanos, com relação aos rios setentrionais temperados, estão na amplitude e complexidade do seu vale aluvial e nos ciclos climáticos e hidrológicos, que juntos determinam mudanças na evolução biótica e bioprodutividade, as quais reconfiguram os caracteres da sucessão longitudinal.

Assim, segundo Bonetto, o incremento do derrame no verão e na primavera modifica substancialmente as condições físicas e químicas das águas da planície, aumentando as concentrações de nutrientes e diminuindo os valores de oxigênio dissolvido e turbidez. Também se observava uma tendência geral ao aumento da diversidade específica no fitoplâncton e zooplâncton e à queda mais ou menos brusca da densidade do zoobentos.

De modo geral, as enchentes anuais uniformizam as características físicas e químicas dos corpos de água da pla-

- ⁵⁶ WARD, J. V. & STANFORD, J. A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Reg. Riv. Res. Manag.*, 11:105-119, 1995.
- ⁵⁷ TOCKNER, K.; MALARD, F. & WARD, J. V. An extension of the floodplain concept. *Hydrological Processes*, 14:2.861-2.883, 2000.
- ⁵⁸ STANLEY, E. H.; FISHER, E. G. & GRIMM, N. B. Ecosystem expansion and contraction in streams. *BioScience*, 47:427-435, 1997.
- ⁵⁹ JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. *Op. cit.*
- ⁶⁰ JOHNSON, L. & GAGE, S. Landscape approach to the analyses of aquatic habitats. *Freshwater biology*, 37:113-132, 1997.
- RICHARDS, C.; JOHNSON, L. & HOST, G. Landscape influences on stream habitats and biota. *Can J. Fish. Aquat. Sci.*, 53(suppl 1):295-311, 1996.
- ⁶¹ ARENAS-IBARRA, J. *et al. Op. cit.*, 2010. MIRANDA, L. E. & RABORN, E. W. *Op. cit.* WIENS, J.; MOSS, M. R.; TURNER, M. G. & MLADENOFF, D. *Op. cit.*
- ⁶² BRIGANTE, J. & ESPÍN-DOLA, E. A bacia hidrográfica: aspectos conceituais e caracterização geral da bacia do rio Mogi Guaçu. In: BRIGANTE, J. & ESPÍN-DOLA, E. (Ed.). *Limnologia Fluvial, um estudo no rio Mogi Guaçu*. São Carlos: Rima Editora, 2003. p. 1-13.
- ⁶³ WARD, J. V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*, 8:2-8, 1989.
- ⁶⁴ PRINGLE, C. *et al. Op. cit.* RESH, V. H. *et al. Op. cit.* NAIMAN, R. J. *et al.* The potential importance... *Op. cit.*
- ⁶⁵ WARD, J. V. *et al.* Biodiversity of floodplain. *Op. cit.*
- ⁶⁶ NEIFF, J. J. Planícies de inundação são ecótonos? In: HENRY, R. (Ed.). *Ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos*. São Carlos: Rima, 2003. p. 29-45.
- ⁶⁷ KALLIOLA, R.; PUHAK-

- KA, M. & DANJOY, W. *Amazonia Peruana, vegetación húmeda tropical en el llano subandino*. Jyvaskylä: Proyecto Amazonia, Universidad de Turku (PAUT), Oficina Nacional de Recursos Naturales (ONERN), Gummerus Printing, 1993. 265 p.
- KALLIOLA, R. & FLORES, S. *Geoecología y desarrollo amazónico, estudio integrado de la zona de Iquitos, Perú*. *Annales Universitatis Turkuensis*, Turku, Serie A II, 114, 1998. 544 p.
- ⁶⁸ CARLING, P. A. & PETTS, G. E. *Lowland floodplain rivers: geomorphological perspectives*. Chichester: John Wiley & Sons, 1992. 302 p.
- ⁶⁹ PETTS, J. E. & AMOROS, C. *The Fluvial hydrosystem*. London: Chapman & Hall, 1996. 322 p.
- ⁷⁰ WARD, J. V.; TOCKNER, K.; ARSCOTT, B. & CLARRET, C. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology*, 47:517-539, 2002.
- ⁷¹ ZALEWSKI, M. & WAGNER-LOTKOWSKA, I. *Integrated watershed management-Ecologyhydrology & Phytotechnology-manual*. Venice: International Hydrological Programme UNESCO (IHP)-Regional Bureau for Sciences in Europe (UNESCO – ROSTE), United Nations Environmental Programme (UNEP-DTIE-IETC), International Centre for Ecology PAS, Department of Applied Ecology University of Łódź, 2004. 246 p.
- ⁷² DUNBAR, M. J. & ACREMAN, M. C. Applied hydroecological sciences for the twenty-first century. In: ACREMAN, M. C. (Ed.). *Hydro-Ecology: Linking Hydrology and Aquatic Ecology*. IAHS Publication n.º. 266. Wallingford: IAHS Press, 2001. p. 1-17.
- ⁷³ HANNAH, D. M.; WOOD, P. J. & SADLER, J. P. Ecohydrology: a “new paradigm”? *Hydrological Process*, 18:3.439-3.445, 2004.
- ⁷⁴ HANNAH, D. M.; SADLER, J. P. & WOOD, P. J. Hydro-nície, passando a adquirir aquelas que são próprias do rio, tanto que no período de seca recuperam sua individualidade e manifestam-se suas variadas particularidades. Este fenômeno também é observado até certo ponto no conteúdo biótico das lagoas, especialmente nos organismos planctônicos.⁸³
- Por sua vez, a inundação permite eliminar com bastante regularidade os excessos de produção biológica dos ambientes lênticos relacionados ao rio e, assim, corrigir ou amortecer os processos de acúmulo de matéria orgânica (principalmente macrófitas aquáticas), introduzindo uma variável mais efetiva, que soma recuperação e rejuvenescimento.⁸⁴ Bonetto comparou esta circunstância ao “ecossistema de nível flutuante” ou *pulse stability system* de Odum, caracterizados por uma situação de compromisso entre estados alternados de maturidade e rejuvenescimento.
- As ideias e observações de Bonetto, embora tenham sido esboçadas pela primeira vez há mais de trinta e cinco anos, permanecem vigentes. O processo de uniformização é abordado com base em modelos empíricos por diversos autores na planície de inundação do alto rio Paraná e na planície do Danúbio.⁸⁵ Os autores sugerem a variação das concentrações de nitrogênio, fósforo e clorofila como indicadores de inundação. Do mesmo modo, o *rejuvenescimento* é retomado por Junk *et al.*⁸⁶, que o denominam *reset process*, concordando com Salo *et al.*⁸⁷ em assimilá-lo à hipóteses de distúrbio intermediário⁸⁸.
- A ideia de que os rios de planície e suas comunidades estão fortemente condicionados na sua estrutura e funcionamento pelo regime de pulsos foi enunciada por Bonetto e seus colaboradores em 1972, e posteriormente retomada em sucessivas publicações.⁸⁹ É bem verdade que tanto Fittkau como Sioli, Neiff ou Junk tinham ideias similares⁹⁰, mas até antes da publicação do espiral de nutrientes e do RCC, as descrições de Bonetto relativas aos processos associados às enchentes e vazantes eram das mais completas conceitualmente. Bonetto salientava a contribuição de nutrientes do rio à várzea numa época em que se pensava mais na influência dos detritos “alóctones” ao rio.⁹¹ Embora imbuído das ideias de zonação e de sucessão longitudinal, Bonetto encontrava diferenças nos processos que aconteciam nos trechos de planície do Paraná médio e naqueles que aconteciam no Paraná superior e no alto Paraná. Entretanto, nenhuma de suas ideias foi levada em consideração para o desenvolvimento da ecologia fluvial, embora referidas nas contribuições de seus discípulos, até que uma visão mais completa e congruente com sua conceituação foi estabele-

ecology and ecohydrology: a potential route forward? *Hydrol. Process.*, 21:3.385-3.390, 2007.

⁷⁵ PAES, A. & SANTOS, J. E. Ecologia de paisagem: abordando a complexidade dos processos ecológicos. In: SANTOS, J. E.; CAVALHEIRO, F.; PIRES, J. S. R.; OLIVEIRA, C. H. & PIRES, A. *Faces da polissemia da paisagem, ecologia, planejamento e percepção*. v. 1. São Carlos: Rima Editora, 2004. p. 1-22.

⁷⁶ SCHIAVETTI, A. & CARMARGO, A. *Conceitos de bacias hidrográficas, teorias e aplicações*. Ilhéus: Editus, Universidade Estadual de Santa Cruz, 2002. 293 p.
 BARBOSA, D. S. & ESPINDOLA, E. Algumas teorias ecológicas aplicadas a sistemas lóticos. In: BRIGANTE, J. & ESPINDOLA, E. (Ed.). *Limnologia Fluvial, um estudo no rio Mogi Guaçu*. São Carlos: Rima Editora, 2003. XV-XXII.

⁷⁷ FORBES, F. A. The lake as a microcosm. *Bulletin Peoria (Illinois Sciences Association)*, 1887. In: REAL, L. A. & BROWN, J. H. (Ed.). *Foundations in Ecology: Classic papers with commentaries*. Chicago: University of Chicago Press, 1991. p. 77-87.

⁷⁸ ILLIES, J. & BOTOSANEANU, L. *Op. cit.*

⁷⁹ WELCOMME, R. L. *The fisheries ecology of floodplain rivers*. London: Longman Press, 1979. 317 p.

⁸⁰ MARGALEF, R. *Op. cit.*

⁸¹ ODUM, H. T. *Trophic Structure... Op. cit.*

⁸² BONETTO, A. A. *Calidad de las aguas del río Paraná. Introducción a su estudio ecológico*. Santa Fé: Dirección Nacional de Construcciones Portuarias y Vías Navegables, Instituto Nacional de Ciencia y Tecnología, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (FAO), Oficina de Cooperación Técnica de la Organización de las Na-

cida dezoito anos depois.⁹² Isto pode ser evidenciado pelas reduzidas citações dos seus trabalhos (figura 3).

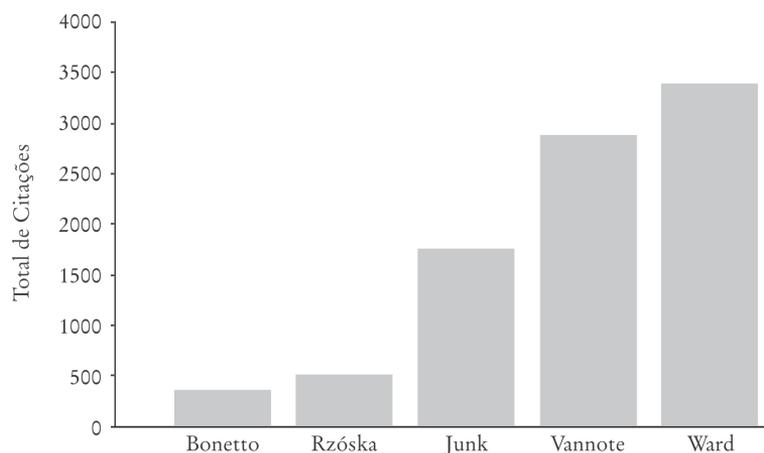


Figura 2: Citações dos trabalhos de Bonetto e Rzóška em comparação com autores influentes na ecologia fluvial. Fonte: ISI Web of Knowledge, abril de 2008.

Julian Rzóška, a natureza dos rios e a necessidade da abordagem multidisciplinar

Quando o hidrobiólogo polonês Julian Rzóška chegou ao Sudão em 1946 para lecionar na cátedra de Zoologia da Universidade de Karthoum, foi rapidamente compelido pelo diretor a “fazer alguma coisa” sobre a biologia do rio Nilo. Munido de equipamento rudimentar, mas grande habilidade para observar a natureza, Rzóška começou um dos mais fascinantes e incompreendidos empreendimentos intelectuais de que a ecologia fluvial tem notícia.

Tendo por tarefa estudar uma das maiores bacias hidrográficas do mundo, o hidrobiólogo polonês logo compreendeu que o trabalho não poderia ser realizado por uma pessoa só. Assim, formou um grupo multidisciplinar, cujos integrantes se revezavam para recolher informações físicas e biológicas dos diversos setores da bacia. Seus primeiros estudos em plancton⁹³ demonstraram que existia um verdadeiro potamoplancton e que a alternância de espécies era uma função das características limnológicas, as quais dependiam das características hidrológicas, geomorfológicas e geológicas do ambiente estudado. A composição da assembléia planctônica do Nilo branco era a mesma da observada no Nilo azul que, por sua vez, coincidia com a observada nos ambientes anexos (maior densidade nos alagadiços).⁹⁴

ciones Unidas, 1976. 202 p.

- ⁸³ BONETTO, A. A. *Calidad de las aguas del río... Op. cit.* BONETTO, A. A. The Parana River System. In: DAVIES, B. R. & WALKER, K. F. (Ed.). *The Ecology of River Systems*. Dordrecht: Dr. W. Junk Publishers, 1986. p. 541-555. (Monographiae Biologicae, n. 60)
- BONETTO, A. A.; WAIS, I. R. & CASTELLO H. P. The increasing damming of the Paraná basin and its effects on the lower reaches. *Regulated Rivers Research and Management*, 4:333-346, 1989.
- ⁸⁴ BONETTO, A. A. Hydrologic regimen of the Paraná river and its influence on ecosystem. In: HASSLER, A. D. (Ed.). *Coupling of land and water systems*. New York: Springer-Verlag, 1975. p. 175-198.
- BONETTO, A. A. *Calidad de las aguas del... Op. cit.*
- BONETTO, A. A. The Parana River System... *Op. cit.*
- ⁸⁵ THOMAZ, S. M.; ROBERTO, M. C. & BINI, L. M. 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/Nupélia, 1997. p. 73-102.
- THOMAZ, S. M. *et al.* Limnological characterization of the aquatic environments and the influence of hydrometric levels. In: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A. & HAHN, N. S. (Org.). *The Upper Paraná river floodplain physical aspects, ecology and conservation*. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers, 2004. p. 75-102.
- THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. & BOZELLI, R. L. Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. *Hydrobiologia*, 579:1-13, 2007.
- TOCKNER, K. *et al.*, *Op. cit.*

De outro lado, como as bacias hidrográficas tinham períodos de enchentes diferentes, era possível encontrar espécies mais associadas a um ou outro rio na sua confluência frente à cidade de Karthoum (Sudam). O que hoje parece uma coisa lógica era um revolução conceitual impressionante numa época em que a maior parte dos estudos sobre rios estava relacionada a trechos de pequenas bacias e riachos.

Com o transcorrer do tempo, Rzóška e seus colaboradores ampliaram suas conclusões a outros grupos zoológicos e botânicos e à bacia inteira, resultando no tratado *The Nile: biology of an ancient river*⁹⁵, em que, além de dados sobre a limnologia e hidrobiologia (assim separada pelos autores) da bacia do Nilo desde o lago Vitória até seu delta, incluíam aspectos de geologia, geomorfologia, história e interferência humana. Assim, para Rzóška,

um rio é uma paisagem dependente da interação água-terra ao longo da bacia hidrográfica e de suas características geológicas, geomorfológicas, hidráulicas, hidrológicas e biológicas.

O pesquisador polonês visualizava os rios como “artérias de vida”, intrinsecamente ligadas aos povos que florescem em suas margens. Referências à ligação homem-rio são tópico recorrente nos seus estudos.⁹⁶

Talvez o maior legado para a posteridade de Rzóška tenha sido seu ensaio *On the nature of the rivers*⁹⁷, em que tece as seguintes considerações:

– Os rios não são ecossistemas, pelo menos não no sentido de Tansley, pois a direção do seu fluxo não permite a recirculação de matéria e energia.

– Os principais determinantes da dinâmica fluvial são o comprimento, a velocidade e a duração do fluxo que influenciam o tipo de biota presente.

– A calha do rio e as planícies de inundação conformam uma unidade funcional, pois ambos contribuem para a manutenção da sua dinâmica.

– Para estudar e entender os rios a cooperação interdisciplinar é necessária, dada a imensidão dos problemas por resolver. Os biólogos que estudam rios devem ser proficientes no entendimento de seus aspectos hidráulicos e hidrológicos para a cabal compreensão dos sistemas fluviais.

Na época em que foi publicado, *On the nature of rivers* foi considerado controverso. Rzóška foi criticado por definir os rios fora do conceito de ecossistema⁹⁸, mas suas ideias não foram totalmente esquecidas. Neiff⁹⁹ retoma o pensamento racionalista de Rzóška, mencionando também

- ⁸⁶ JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. *Op. cit.*
- ⁸⁷ SALO, J. *et al.* River dynamics and the diversity of Amazon lowland forest. *Nature*, 322:254-258, 1986.
- ⁸⁸ CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199:1.302-1.310, 1978.
- ⁸⁹ BONETTO, A. A. Hydrologic regimen of... *Op. cit.*
 BONETTO, A. A. *Calidad de las aguas del río...* *Op. cit.*
 BONETTO, A. A. The Parana River System... *Op. cit.*
 BONETTO, A. A.; WAIS, I. R. & CASTELLO H. P. The increasing damming... *Op. cit.*
 BONETTO, A. A. & WAIS, I. R. The Paraná river... *Op. cit.*
 BONETTO, A. A. & WAIS, I. R. El concepto de... *Op. cit.*
- ⁹⁰ FITTKAU, E. J. Remarks on limnology of central... *Op. cit.*
 SIOLI, H. Hydrochemistry and geology in the Brazilian Amazon region. *Amazoniana*, 1(3):267-277, 1968.
 SIOLI, H. Tropical rivers as expressions of their terrestrial environment. In: GOLLEY, F. B. & MEDINA, E. (eds.). *Tropical Ecosystems: Trends in terrestrial and aquatic research*. New York: Springer Verlag, 1975. p. 275-287.
 NEIFF, J. J. Fluctuaciones de la vegetación acuática en ambientes del valle de inundación del Paraná Medio. *Physis*, 38:41-53, 1978.
 JUNK, W. J. Investigations on the ecology and production-biology of the "floating meadows" (*Paspalo-Echinochloetum*) on the Middle Amazon. I. The floating vegetation and its ecology. *Amazoniana*, 2(4): 449-495, 1970.
 JUNK, W. J. Áreas inundáveis: um desafio para a limnologia. *Acta amazônica*, 10(4): 775-795, 1980.
- ⁹¹ LIKENS, G. E. & BORMANN, F. H. An experimental approach... *Op. cit.*
- ⁹² JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R.... *Op. cit.*
- ⁹³ TALLING, J. F. & RZÓSKA, J. The development of plankton in relation to hydrological regime in the Blue

que os rios não são ecossistemas, pelo menos não no sentido de Tansley¹⁰⁰, pois não apresentam limites discerníveis, tampouco alta ciclagem interna. Diferentemente destes, explica Neiff¹⁰¹, os rios têm fluxos de energia direcionais e não circuitais. Por isso, segundo esse autor, parece mais apropriado referir-se aos rios de planície como *macrosistemas fluviais*, que seriam uma unidade funcional que integraria os ecossistemas e paisagens da bacia hidrográfica e o conjunto particular de interações entre estes, determinadas pela matéria e energia que proporcionam. O'Neill *et al.*¹⁰² sugerem um marco conceitual hierárquico para a análise das escalas em ecologia, enquanto que O'Neill¹⁰³ é mais radical e faz diversas sugestões para modificar o conceito de ecossistema e *enterrá-lo de vez*. Hunsaker & Levin¹⁰⁴, Johnson & Gage¹⁰⁵ e Richards *et al.*¹⁰⁶ também sugerem uma abordagem hierárquica para o estudo dos rios estabelecendo como unidade fundamental, a paisagem.

Os elementos descritores da dinâmica fluvial propostos por Rzóška¹⁰⁷ foram resumidos por Neiff¹⁰⁸ a um único indicador, o tempo de residência da água na bacia hidrográfica ou em determinado setor da mesma. Este é também o principal indicador para calcular a biomassa planctônica em reservatórios¹⁰⁹. Quanto a Stazner & Higler¹¹⁰, depois das suas severas críticas ao RCC¹¹¹, apontam a hidráulica dos rios como principal determinante do desenvolvimento das comunidades biológicas. Finalmente, a ecologia, como Rzóška mencionou há vinte anos, enfatiza a junção da ecologia e hidrologia para o apropriado gerenciamento da bacia hidrográfica e o entendimento dos processos que nela ocorrem. No entanto, salvo nos trabalhos de Neiff¹¹² e Talling & Lemoalle¹¹³, as citações dos trabalhos de Rzóška são escassas.

Considerações finais

Miranda & Raborn¹¹⁴ sugerem que a evolução da ecologia fluvial reflete a mudança de uma perspectiva reducionista – por ser pouco realista, embora forneça grande compreensão dos problemas e controle sobre pequenas partes do ecossistema – para uma perspectiva holista – de grande realismo, embora forneça baixa compreensão dos problemas e limitado controle sobre partes pequenas do ecossistema. Esta mudança de perspectiva e paradigmas (quadro 1) acompanharia, por sua vez, as mudanças acontecidas na ecologia teórica – do determinismo¹¹⁵ a processos estocásticos¹¹⁶, do balanço da natureza a uma natureza não balanceada, da homogeneidade à heterogeneidade¹¹⁷.

Nile. *Journal of Ecology*, 55(3):637-662, 1967.

⁹⁴ RZÓSKA, J. The upper Nile swamps, a tropical wetland study. *Freshwater biology*, 4:1-30, 1974.

⁹⁵ RZÓSKA, J. *The Nile: Biology of an Ancient River*. The Hague: Dr. W. Junk Publishers, 1976. 417 p. (Monographiae Biologicae, n.º 29)

⁹⁶ RZÓSKA, J. *The Nile: Biology of an Ancient... Op. cit.*, 1976.

RZÓSKA, J. *On the nature of rivers: with case stories of Nile, Zaire, and Amazon*. The Hague: Dr. W. Junk Publishers, 1978. 67 p.

RZÓSKA, J.; TALLING, J. F. & BANISTER, K. E. *Euphrates e Tigris, Mesopotamian ecology and destiny*. The Hague: Dr. W. Junk Publishers, 1980. 122 p. (Monographiae Biologicae, n.º 38).

⁹⁷ RZÓSKA, J. *On the nature of rivers: with case... Op. cit.*

⁹⁸ MANN, K. H. Review: On the nature of rivers: with case stories of Nile, Zaire, and Amazon. *Limnology and Oceanography*, 24(6):1.177-1.178, 1979.

MINSHALL, G. W. *et al.* Interbiome Comparison of Stream Ecosystem... *Op. cit.*

⁹⁹ NEIFF, J. J. Ideas para la interpretación... *Op. cit.*

¹⁰⁰ TANSLEY, A. G. The use and misuse of vegetational terms and concepts. *Ecology*, 16(3):284-307, 1935.

¹⁰¹ NEIFF, J. J. Ideas para la interpretación... *Op. cit.*

¹⁰² O'NEILL, R. A. V.; JHONSON, A. R. & KING, A. W. A hierarchical framework for the analyses of scale. *Landscape ecology*, 3:193-205, 1989.

¹⁰³ O'NEILL, R. A. V. Is time to bury the ecosystem concept? (with full military honors of course!). *Ecology*, 82(12): 3.275-3.284, 2001.

¹⁰⁴ HUNSAKER, C. T. & LEVIN, D. A. Hierarchical approach to the study of water quality in rivers. *Bio-science*, 45(3):193-203, 1995.

Não obstante, alguns ecólogos não ligados à ecologia fluvial consideram que tais mudanças de perspectiva na ecologia não são tão drásticas para serem chamadas de revoluções e novos paradigmas, preferindo chamar a este processo, revolução conceitual contínua.¹¹⁸ Do mesmo modo, a disjunção entre a visão Clementsiana e Glesoneana não é percebida como mudança de paradigma na ecologia de comunidades, mas sim como um dos processos de controvérsia que caracterizam a evolução do pensamento ecológico.¹¹⁹ Na opinião de Mayr¹²⁰, Kuhn não faz diferença entre mudanças teóricas causadas por novos descobrimentos e aquelas resultantes do desenvolvimento de conceitos inteiramente novos. Em parte, a dificuldade em definir se estamos ou não frente a um novo paradigma provém da aparente ambiguidade da sua definição¹²¹. Voltando à argumentação de Miranda & Raborn¹²², poderia a ecologia fluvial ter mudanças paradigmáticas se supostamente seguiu uma ciência cujos pesquisadores questionam quem as teve?

Quadro 1: Mudanças de perspectivas e paradigmas em ecologia fluvial

	Paradigma		
	Zonação	Conectividade	Ecoidrologia
Influências conceituais	Balanco da natureza Biogeografia, limnologia de lagos história natural	Desequilíbrio Ecologia de ecossistemas comunidades	Desequilíbrio Ecologia de paisagens e biologia da conservação, hidrologia e geomorfologia
Fundamento teórico	Habitats e comunidades existem em organizações discretas	Habitats e comunidades estão em transição e representam um contínuo	<i>Patch dynamics</i> , processos de conectividade em escala de paisagem
Base metodológica	Escala longitudinal	tetradimensional	pentadimensional (adiciona dimensão humana), dimensão temporal ajustada à geomorfologia e hidrologia
Instrumental	Instrumentação orientada a determinar diferenças bióticas e abióticas entre os trechos do rio	Instrumentação orientada a medir os fluxos de matéria e energia	GIS, instrumental hidrológico e geomorfológico
Unidade de estudo	Trechos do rio (reducionista)	Bacia hidrográfica como ecossistema (holista)	Bacia hidrográfica como mosaico de paisagens (holista hierárquico)

A resposta é dada pelo próprio Kuhn. As mudanças de paradigma são mudanças de foco de estudo, mas que geralmente vêm acompanhadas de mudanças metodológicas

- ¹⁰⁵JOHNSON, L. & GAGE, S. *Op. cit.*
- ¹⁰⁶RICHARDS, C.; JOHNSON, L. & HOST, G. *Op. cit.*
- ¹⁰⁷RZÓSKA, J. *On the nature of rivers: with case...* *Op. cit.*
- ¹⁰⁸NEIFF, J. J. Ideas para la interpretación... *Op. cit.*
- ¹⁰⁹TUNDISI, J. G. Reservoirs as complex systems. *Ciência e Cultura. Journal of the Brazilian Association for the advancement of science*, 48(5/6):383-387, 1996.
- ¹¹⁰STATZNER, B. & HIGLER, B. Stream hydraulic... *Op. cit.*
- ¹¹¹STATZNER, B. & HIGLER, B. Questions and comments on the river... *Op. cit.*
- ¹¹²NEIFF, J. J. Ideas para la interpretación... *Op. cit.*
- ¹¹³TALLING, J. F. & LEMOALLE, J. *Ecological Dynamics of Tropical Inland Waters*. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. 452 p.
- ¹¹⁴MIRANDA, L. E. & RABORN, E. W. *Op. cit.*
- ¹¹⁵CLEMENTS, F. E. *Research methods in ecology*. Nebraska: University Publishing Co., 1905. 512 p.
- CLEMENTS, F. E. Nature and structure of the climax. *The Journal of Ecology*, 24: 252-284, 1936. In: REAL, L. A. & BROWN, J. H. (Ed.). *Op. cit.* p. 59-97.
- ¹¹⁶GLEASON, H. A. The individualistic concept of the plant association. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 53(1):7-26, 1926.
- GLEASON, H. A. Further views on the succession-concept. *Ecology*, 8(3):299-326, 1927.
- ¹¹⁷WU, J. & LOUCKS, O. L. From Balance of Nature to Hierarchical Patch Dynamics: A Paradigm Shift in Ecology. *The Quarterly Review of Biology*, 70(4):439-466, 1995.
- ¹¹⁸PAINE, R. T. *Op. cit.*
- CUDDINGTON, K. & BEISNER, B. *Op. cit.*
- ¹¹⁹NUÑEZ, P. G. & NUÑEZ M. A. *Op. cit.*
- ¹²⁰MAYR, E. *What Makes Biology Unique?... Op. cit.*

importantes. No caso da ecologia fluvial, novas metodologias e aparelhos tiveram que ser criados para mensurar os fluxos de matéria e energia que o paradigma da conectividade exigia e conceituava, metodologias e aparelhos que não eram utilizados nos empreendimentos que pretendiam *zonear* o rio.

No caso da ecologia de ambientes terrestres, o conceito de ecossistema e sua analogia mecanicista vieram a ganhar força só no mundo de pós-guerra, pois antes disso tratava-se basicamente de um conceito de limitada operacionalidade na ecologia vegetal. Desenvolvimentos subsequentes tiveram o intuito de ampliar-lhe o espectro.¹²³ Contudo, ao estudar os campos mais tradicionais da ecologia (ecologia de comunidades e ecossistemas) sob o espectro das revoluções kuhmianas, pode-se deparar com dificuldades. A maioria dos conceitos destas áreas é recente e se encaixa mais no desenvolvimento *intraparadigma* como parte da atividade da *ciência normal*, pois mudanças paradigmáticas não são simples de acontecer. Em ecologia fluvial, por exemplo, a *ecohidrologia* não constituiria um paradigma propriamente dito e se encaixaria mais no processo de desenvolvimento por *ramificação* de sub-áreas que Graham *et al.* descrevem para a ecologia¹²⁴.

Quais as vantagens e desvantagens de assimilar a evolução do conhecimento a um determinado modelo epistemológico?

Na opinião de Rigler e Peters¹²⁵, fazer ciência com base em determinados princípios lógicos fortalece a validade dos conhecimentos gerados e favorece o processo de aceitá-los ou rejeitá-los. Se a ciência contar com um corpo formalmente lógico e um critério de delimitação apropriado, a atividade científica pode centrar-se na avaliação das propostas formalmente válidas e rejeitar ou simplesmente não perder tempo analisando aquelas que não o são. Este é o intuito principal do modelo falsificacionista¹²⁶, onipresente nas ciências formais. O modelo de publicação dos periódicos científicos mais importantes fundamenta-se na formulação de hipóteses e enunciados gerais e no acúmulo de informações para demonstrar a validade de novos conceitos. Esta é a forma como estão propostos, por exemplo, o RCC, SDC e FPC (quadro 2). As perguntas que cabem seriam: é este o único modo de se fazer ciência? Uma maneira menos formal seria mais bem sucedida, ou seja, geraria mais conhecimento e mais rapidamente?

Um dos principais méritos de *A Estrutura das Revoluções Científicas* foi o de reivindicar a “humanidade” da ciência. A supostamente fria objetividade científica sugerida

¹²¹MASTERMAN, M. A natureza de um paradigma. In: LAKATOS, I. & MUSGRAVE, A. *A crítica e o desenvolvimento do conhecimento*. São Paulo: Cultrix, 1979. p. 72-109.

¹²²MIRANDA, L. E. & RABORN, E. W. *Op. cit.*

¹²³GOLLEY, F. B. *Op. cit.*
O'NEILL, R. V. Is time to bury the ecosystem. *Op. cit.*

¹²⁴GRAHAM, M. H. & DAYTON, P. K. *Op. cit.*

¹²⁵RIGLER, F. H. & PETERS, R. H. *Op. cit.*

pelos falsificacionismo para as refutações tropeça na própria natureza de seus cultores.¹²⁷ O principal objetivo do livro de Kuhn não foi retratar a ciência como anárquica e submetida aos interesses de uns poucos, mas sim identificar as falhas na sua evolução: a existência de observações anômalas aos paradigmas não detectadas ou ignoradas pelos *cientistas normais*. Na introdução do seu texto, Kuhn menciona: “necessitamos estudar detalhadamente o modo pelo qual as anomalias ou violações de expectativa atraem a crescente atenção de uma comunidade científica, bem como a maneira pela qual o fracasso repetido na tentativa de ajustar uma anomalia pode induzir a emergência de uma crise”¹²⁸.

Quadro 2: Modelos científicos adotados pelas teorias sobre rios – RCC, SDC e FPC

Conceito	RCC (Vannote <i>et al.</i> , 1980)	SDC (Ward & Stanford, 1983, 1995)	FPC (Junk <i>et al.</i> , 1989)
Hipótese	Rios como gradiente longitudinal de condições hidrogeomorfológicas que determinam a distribuição dos organismos aquáticos	Descontinuidade ocasionada por reservatórios modifica previsivelmente o gradiente de conectividade longitudinal, lateral e vertical	Pulso de inundação é a maior força controlando a biota em rios-planície de inundação. Ciclagem de nutrientes na planície e intercâmbio lateral com o rio, são mais importantes para a biota do que a espiral de nutrientes (RCC)
Enunciado 1	Ordem dos rios como determinante da estrutura e função (produção/respiração) do ecossistema fluvial	Variações previsíveis na espiral de nutrientes em função da ordem do rio barrado (1983) e do padrão de canal (1995)	ATTZ: área de transição aquático terrestre= planície de inundação. Áreas que são periodicamente inundadas por transbordamento lateral de rios ou lagos e/ou por precipitações ou afloramento
Enunciado 2	Organização biológica em rios em função dos padrões de dissipação da energia cinética	Variações previsíveis na estabilidade do canal em função da ordem do rio barrado (1983) e do padrão de canal	Moving litoral = efeito de borda (ecótone)
Enunciado 3	Não variação temporal e ausência de sucessão	Variações previsíveis na conectividade em função da ordem do rio barrado (1983) e do padrão de canal (1995)	
Enunciado 4	Variações ambientais resultam em elevada diversidade biológica em um gradiente longitudinal		

¹²⁶POPPER, K. *Op. cit.*

¹²⁷BASTOS FILHO, J. N. Sobre os paradigmas de Kuhn, o problema da incomensurabilidade e o confronto com Popper. *Acta Scientiarum*, 22 (5):1.297-1.309, 2000.

¹²⁸KUHN, T. S. *A estrutura das revoluções... Op. cit.*

¹²⁹FEYERABEND, P. *Diálogo sobre el método*. Madrid: Ediciones Cátedra S. A., 1989. 165 p.

Paul Feyerabend, também critica duramente a “objetividade” da ciência e o poder que os cientistas parecem ter de decidir o que é e o que não é importante estudar, interesse muitas vezes afastado das necessidades da sociedade que lhes paga os salários.¹²⁹ Para Feyerabend, qualquer tipo de conhecimento que contribua ao bem-estar da sociedade ou que mostre perspectivas para um maior desenvolvimento de determinado campo da ciência é válido, sem importar como foi obtido ou como foi expresso. É isto o que quer dizer seu arquetípico “*anything goes*”¹³⁰.

- ¹³⁰FEYERABEND, P. *Against the method*. New York: Verso, 1993. 279 p.
- ¹³¹GONZÁLES DEL SOLAR, R. & MARONE, L. The freezing of science: consequences of dogmatic teaching of ecology. *Bioscience*, 51:683-686, 2001.
- ¹³²MARSHALL, A. A post-modern natural history of the world: eviscerating the GUTS from ecology and environmentalism *Stud. Hist. Phil. Biol. & Biomed. Sci.*, 29 (1):137-164, 1998.
- ALLEN, T. F. H.; ZELLMER, A. J. & WUENNENBERG, C. J. The Loss of narrative. In: BEISNER, B. & CUD-DINGTON, K. *Ecological Paradigms Lost: Routes of Theory Change*. San Diego: Elsevier Academic Press, 2005. p. 333-370.
- ¹³³PLATT, J. R. *Op. cit.*
- LAKATOS, I. *Op. cit.*
- ¹³⁴MAYR, E. The autonomy of biology... *Op. cit.*
- MAYR, E. *What Makes Biology Unique?... Op. cit.*
- ¹³⁵WOOD, P. J.; HANNAH, D. M. & SADLER, J. P. *Hydroecology and Ecohydrology: Past, Present and Future*. New York: John Wiley & Sons Inc, 2008. 460 p.

José Antonio Arenas-Ibarra é graduado em Ciências Biológicas e doutor em Ciências Ambientais. É professor da Faculdade de Biología Marinha e Econegócios da Universidad Científica del Sur e consultor em biodiversidade, ecologia e meio ambiente da empresa Terra Aqua Peru SAC e da ONG Kawsay Pacha-Asociación Biodiversidad, Peru.
josearenas@yahoo.com

Edvard Elias de Souza Filho é graduado em Geologia, doutor em Geociências e professor do Departamento de Geografia e pesquisador do Grupo de Estudos Multidisciplinares do Ambiente da Universidade Estadual de Maringá, Paraná.
souza.filho@pq.cnpq.br

Qual seria a vantagem de aplicar o modelo kuhniano a uma determinada ciência? Como mencionado, o modelo é feito para procurar anomalias. Estudantes ou pesquisadores instruídos numa concepção kuhniana de ecologia fluvial poderiam ser incentivados a procurar as anomalias de paradigmas dominantes. Assim, quem sabe, os trabalhos visionários de autores como Bonetto e Rzóska teriam número maior de citações e sua importância não decresceria no tempo. Desde esta perspectiva, uma visão mais crítica no ensino da ecologia, afastada do singelo ensinamento repetitivo dos paradigmas, poderia nos fazer fugir do estancamento dogmático.¹³¹ Quem sabe incorporando também um pouco da anarquia de Paul Feyerabend alcançaríamos um maior pluralismo no julgamento da importância das contribuições científicas.

Resulta pelo menos paradoxal que, sendo a ecologia uma ciência que avançou tanto em seus conceitos com base nas “novelas conceituais” que eram os artigos científicos de George Evelyn Hutchinson, olhe hoje com certo desprezo as comunicações que não estejam escritas *popperianamente*. Afortunadamente a ecologia pós-moderna busca devolver a esta ciência maravilhosa um pouco de sua beleza e pluralidade, hoje ameaçadas pelo formalismo lógico. Marshall e Allen *et al.* defendem o resgate da narrativa em ecologia e a volta àquela que era a principal fonte de conhecimento do ecólogo: a observação da natureza e as abstrações científicas feitas sobre ela.¹³²

A presente contribuição não procura cerrar fileiras sobre uma determinada visão epistemológica da ciência, e sim resgatar a pluralidade característica da ciência ecológica para extrair o que de melhor existe em cada abordagem. O modelo kuhniano é útil na pesquisa de conhecimentos anômalos e no combate aos aspectos negativos da ciência normal, porém não é o único caminho. Por exemplo, as sugestões de Platt e Lakatos oferecem alternativas interessantes para a condução de experimentos em ecologia¹³³. Assim, procurar uma independência forçada como ciência, conforme sugerido por Mayr¹³⁴, não deve nos levar a rejeitar visões que podem bem nos dar bons resultados para gerar conhecimento ecológico. Uma visão contrária estaria em franco desacordo, por exemplo, com o que busca a ecohidrologia: acrescentar perspectivas de outras ciências à ciência ecológica fluvial tradicional, mais ligada à ecologia de comunidades¹³⁵, para melhores soluções aos problemas que enfrentam os sistemas aquáticos atualmente.

TIPOLOGIA ECOLÓGICA DE RIOS

Márlon de Castro Vasconcelos
Albano Schwarzbald

Programas ambientais que visam recuperar sistemas fluviais degradados podem ser bastante eficazes se tomarem áreas de referência com as mesmas características da área em estudo. Daí a utilidade da classificação de rios em diferentes tipos, de acordo com padrões observados em sua rede de drenagem. Além de aspectos gerais e históricos sobre a questão, são apresentadas aqui tipologias de rios citadas na literatura, metodologias para se estabelecer tipologias e também um exemplo numérico a partir de rios do Rio Grande do Sul, o que pode auxiliar na compreensão do texto.

Tipologia de rios

¹ MUNNÉ, A. & PRAT, N. Defining river types in a Mediterranean area: A methodology for the implementation of the EU Water Framework Directive. *Environmental Management*, 34(5):711-729, 2004.

SKOULIKIDIS, N. Th.; AMAXIDIS, Y.; BERTAHAS, I.; LASCHOU, S. & GRITZALIS, K. Analysis of factors driving stream water composition and synthesis of management tools – A case study on small/medium Greek catchment. *Science of the Total Environment*, 362:205-241, 2006.

MORENO, J. L.; NAVARRO, C. & DE LAS HERAS, J. Abiotic ecotypes in south-central Spanish rivers: Reference conditions and pollutions. *Environmental Pollution*, 143:388-396, 2006.

² RICKEFS, R. E. *Economia da Natureza*. 4. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003. 542 p.

³ ALLAN, J. D. & CASTILLO, M. M. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. London: Chapman & Hall, 1995. 388 p.

⁴ CARVALHO, N. O. *Hidro sedimentologia Prática*. Rio de Janeiro: Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais, 1994. 372 p.

⁵ OMERNIK, J. M. & BAILEY, R. G. Distinguishing between watersheds and ecoregions. *Journal of the American Water Resources Association (formerly Water Resources Bulletin)*, 33(5):935-949, 1997.

⁶ ROSGEN, D. L. A classification of natural rivers. *Catena*, 22:169-199, 1994.

⁷ THORNBURY, W. D. *Principles of Geomorphology*. 2. ed. New York: Wiley, 1969. 594 p.

ROSGEN, D. L. *Op. cit.*
SCHUNN, S. A. *The fluvial System*. New York: Wiley-Interscience, 1977. 338 p.

A necessidade de gerir adequadamente os recursos hídricos, seja em âmbito municipal, estadual, nacional ou internacional, torna indispensável o uso de mecanismos de caracterização dos cursos d'água, a fim de organizar as políticas públicas voltadas para tal fim. Programas ambientais que visam recuperar sistemas fluviais degradados podem ser menos eficientes do que poderiam de fato ser, se possuísem áreas de referências com as mesmas características da área em foco. Nesse sentido, uma ferramenta que vem sendo utilizada é a classificação de rios em diferentes tipos, de acordo com padrões observados em suas redes de drenagem.¹

O clima, a geologia, a geomorfologia, dentre outros fatores, mudam entre os diferentes locais e criam diferentes paisagens.² Os cursos d'água também sofrem diferenciações com base nessas condicionantes.³ Além disso, diferenças em nível local, como presença e extensão de corredeiras e deposição de sedimento, modificam as formas dos rios.⁴ Estas e outras métricas de paisagem que variam entre os cursos d'água, podem ser utilizadas para agrupá-los em ecorregiões. As ecorregiões (regiões com relativa homogeneidade ambiental) delimitam grandes áreas em que cada nível local do ecossistema representa mais ou menos uma região com um padrão previsível. Assim, é possível prever o mesmo padrão em locais não observados, desde que possuam condições semelhantes àquelas encontradas nos locais amostrados.⁵ Segundo Rosgen⁶, Willian Davis, em 1899, foi o primeiro a realizar uma classificação de rios. Baseado na idade, ele dividiu rios em três categorias: jovens, maduros e velhos.

Classificações adicionais têm sido relatadas seguindo critérios diversos, como aqueles relacionados ao transporte de material, estabilidade do canal, tipo de vale e características geológicas.⁷ Além de uma tipologia morfológica (rios de regiões montanhosas e de planícies), Schäfer⁸ utiliza uma divisão climática e uma hidrológica. Segundo esse autor, na divisão climática encontram-se rios *dirreicos*, caracterizados como nascentes e foz em zonas úmidas, com curso médio em zonas áridas; *endorreicos*, nascente em zona úmida e foz em zonas áridas; *arreicos*, nascente e foz em zonas áridas, e *eurreicos*, nascente e foz em zonas úmidas. A divisão hidrológica observa alguns elementos contidos no balanço hídrico da rede de drenagem, sendo a precipitação fator importante. As condições para o balanço hídrico dependerão da homogeneidade da rede de drenagem em relação ao macro-

⁸ SCHÄFER, A. *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. Porto Alegre: Ed. da Universidade UFRGS, 1985. 532 p.

clima, diferenciando-se em: *regime glacial*, em que 15 a 20% da bacia é coberta por geleiras; *regime pluvial*, em que a vazão está relacionada à periodicidade das precipitações, que, por sua vez, podem ser classificadas como *regime oceânico* (precipitação dependente das massas vindas do oceano) ou *regime tropical* (precipitação dependente da distribuição de épocas chuvosas).

Criando tipologias

⁹ GERRITSEN, J. & BARBOUR, M. T. Apples, oranges, and ecoregions: on determining pattern in aquatic assemblages. *Journal of North American Benthological Society*, 19(3):487-496, 2000.

Gerritsen e Barbour⁹ mencionam três passos analíticos na criação de ferramentas para a avaliação biológica de áreas: 1) determinar classes naturais de sistemas não impactados, 2) desenvolver e testar mensurações biológicas que separem essas áreas e 3) estabelecer critérios de decisões que separem os locais avaliados. Em suma, o que os autores sugerem é uma classificação *a priori* dos corpos d'água que não necessariamente confirmam as estratificações geográficas.

De forma geral, essas classificações podem ser obtidas a partir de duas abordagens: uma denominada *top-down* e outra denominada *bottom-up*.¹⁰

¹⁰ FERRÉOL, M.; DOHET, A.; CAUCHIE, H. & HOFFMANN, L. A top-down approach for the development of a stream typology based on abiotic variables. *Hydrobiologia*, 551:193-208, 2005.

Abordagens *top-down* utilizam informações de conhecimento prévio valendo-se de informações georreferenciadas (SIG). Mapas temáticos são uma forma de estabelecer tipologias com base em variáveis como topologia, geologia, clima, temperatura, precipitação, altitude e outras.¹¹ Diferentes escalas de mapas podem ser utilizadas dependendo da proposta do trabalho: por exemplo, a escala de 1:1.000.000 gera uma quantidade de tipos de rios menor que uma escala de 1:250.000, sendo que diferentes variáveis determinam essas tipologias. A primeira escala é interessante se desejamos comparar rios em diferentes tipos de climas, Rio Grande do Sul e Bahia, por exemplo. A segunda escala seria mais apropriada para uma condição mais "local", como rios dentro do estado do Rio Grande do Sul.¹² A limitação no uso de SIG é a disponibilidade de mapas digitalizados para escalas maiores, como 1:50.000, principalmente quando se tem uma grande área de estudo como um Estado. O Serviço Geográfico do Exército Brasileiro dispõe de um acervo de mapas impressos na escala de 1:50.000 e até maiores; contudo, algumas métricas de paisagem, como conectividade entre rios e habitats por exemplo, são mais rápidas de serem obtidas em mapas digitalizados. Na falta destes, um esforço de digitalização por pessoal especializado é extremamente necessário e parcerias entre laboratórios e instituições de ensino são uma medida para compartilhar conhecimento e baratear custos.

¹¹ MUNNÉ, A. & PRAT, N. *Op. cit.*

FINN, D. S. & POFF, N. L. Variability and convergence in benthic communities along the longitudinal gradients of four physically similar rocky mountain streams. *Freshwater Biology*, 50:243-261, 2005.

¹² MUNNÉ, A. & PRAT, N. *Op. cit.*

Estudos *bottom-up* usam dados de comunidades aquáticas sejam invertebrados bentônicos, macrófitas, algas etc para classificar os cursos d'água. Esses dados são compilados e tratados estatisticamente para gerarem as tipologias. Ainda, a utilização de diferentes bases de dados para um mesmo local gera tipos de rios diferentes, por isso é importante avaliar quais medidas melhor representam as variações encontradas para a região e a escala de medida do estudo a ser avaliado.¹³

Dados com diferentes ordens de grandeza e diferentes bases são ditos multivariados e precisam de análises que reflitam sua natureza. Para tal, as mais usadas são análises de agrupamento e de métricas de ordenação. Análises de agrupamento são úteis para separar as amostras de acordo com suas similaridades, e seu resultado dentro desse contínuo espacial é chamado de tipologia, pois cria tipos/grupos diferentes entre si. A proposta do agrupamento em dados ecológicos é justamente identificar esses possíveis grupos.¹⁴ As métricas de ordenação consistem em ordenar e reduzir a informação ecológica, de modo a “simplificar” o padrão ou padrões encontrados na natureza. As duas análises são independentes entre si, contudo podem ser realizadas em conjunto para melhor compreensão dos padrões observados. O agrupamento apenas nos mostra os diferentes grupos formados a partir dos dados utilizados, enquanto na ordenação é possível observar as relações de espécies ou locais amostrados com as variáveis ambientais adotadas. Com os grupos definidos e com as unidades amostrais dispostas no gráfico de ordenação, é possível associar os grupos às variáveis amostradas.¹⁵ O exemplo numérico a seguir é uma representação simplificada de como estudos *bottom-up* são construídos. Para detalhes sobre métodos multivariados, veja Legendre & Legendre¹⁶.

Algumas tipologias

Rosgen¹⁷ chama a atenção para os riscos que um esquema de classificação de rios oferece, pois pode simplificar um sistema complexo, uma vez que se tenta prever o comportamento de um rio pela sua aparência. Contudo, ressalva que, mesmo diante desse dilema, a classificação ainda é vantajosa, pois se justifica no fato de poder desenvolver uma relação entre a hidrologia e o sedimento para um determinado estado ou tipo de rio; provê um mecanismo para extrapolar dados de um determinado rio para aqueles similares a ele e, além disso, provê uma comunicação dos trabalhos de sistemas de rios entre diferentes disciplinas.

¹³ OMERNIK, J. M. & BAILEY, R. G. *Op. cit.*
MUNNÉ, A. & PRAT, N. *Op. cit.*
MORENO, J. L.; NAVARRO, C. & DE LAS HERAS, J. *Op. cit.*

¹⁴ LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. *Numerical Ecology: Developments in Environmental Modeling 20*. 2ed English. Amsterdam: Elsevier, 1998. 853 p.

¹⁵ JANNERET, Ph.; SCHÜPBACH, B.; PFIFFNER, L. & WALTER, Th. Arthropod reaction to landscape and habitat features in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 18:253-263, 2003.
MUNNÉ, A. & PRAT, N. *Op. cit.*
FERRÉOL, M.; DOHET, A.; CAUCHIE, H. & HOFFMANN, L. *Op. cit.*

¹⁶ LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. *Op. cit.*

¹⁷ ROSGEN, D. L. *Op. cit.*

A proposta de Rosgen possui dois níveis: Nível 1 – Caracterização Geomorfológica e Nível 2 – Descrição Morfológica. O nível 1 busca delinear uma caracterização geral integrando paisagem, características fluviais e morfologia do vale, dentre outros. Considera ainda a influência do clima, história de deposição, regionalização (deserto, alpes etc) e morfologia do canal (figura 1).

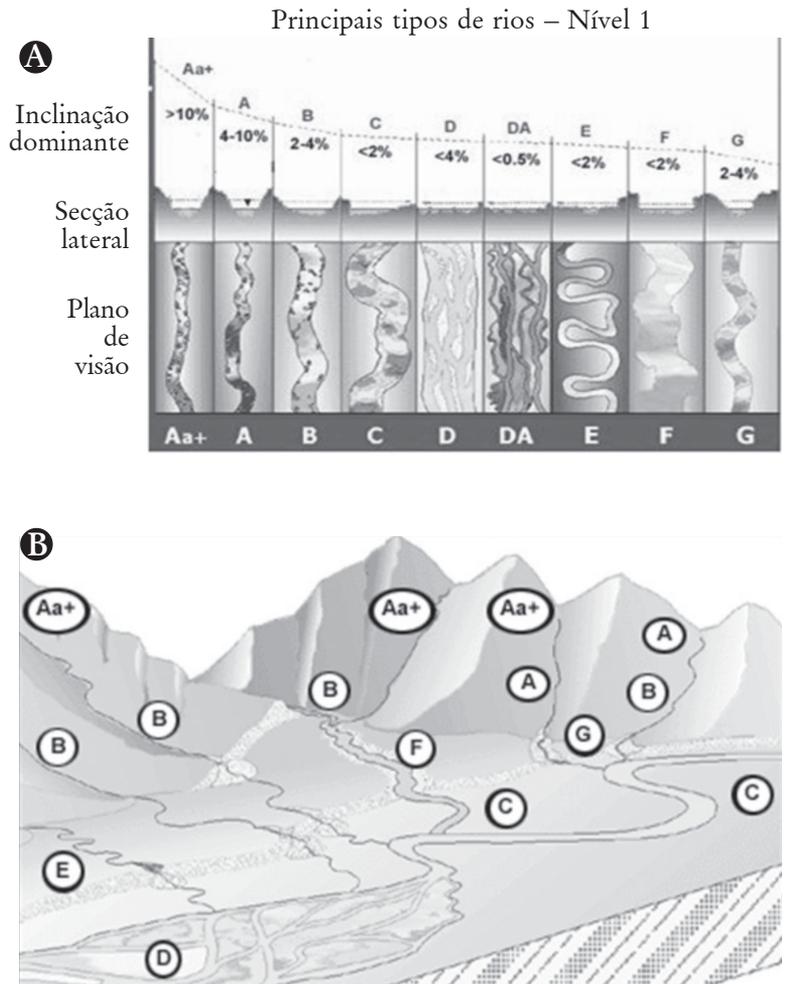


Figura 1: a- Plano de visão dos tipos de rios gerados pelo nível 1 da metodologia proposta por Rosgen. b-Tipos de rios nível 1 na paisagem

Na figura 1a podemos identificar a inclinação dominante do rio, a morfologia da secção lateral, vista “plano de visão” e, por último, os tipos gerados. Por exemplo, o Tipo Aa+ possui uma inclinação > 10%, tende a ser encaixado, com alto índice de transporte de detritos, cachoeiras etc.

O perfil longitudinal pode ser inferido a partir de mapas topográficos e reflete a inclinação do canal. A morfologia da secção lateral indica como o rio está inserido no vale, ou seja, o quão é encaixado. O “plano de visão” indica a sinuosidade do rio, que vai desde rios retilíneos (Tipo A) a rios sinuosos (Tipo E). Pode-se encontrar também diversas configurações entre estes extremos, além de canais múltiplos, que refletem diferentes padrões. Assim, a combinação dessas características determina a tipologia inicial do rio em questão.

O nível 2 complementa as informações obtidas no nível 1 e cria médias que geram os padrões que serão utilizados no estabelecimento da tipologia final do rio em foco. Um desses complementos é o tamanho médio da partícula na calha do rio, e varia de rios com maior quantidade de rochas (Tipo 1) até rios com maior proporção de silte/argila (Tipo 6). A figura 2 mostra como tais informações são sistematizadas para gerar a tipologia final.

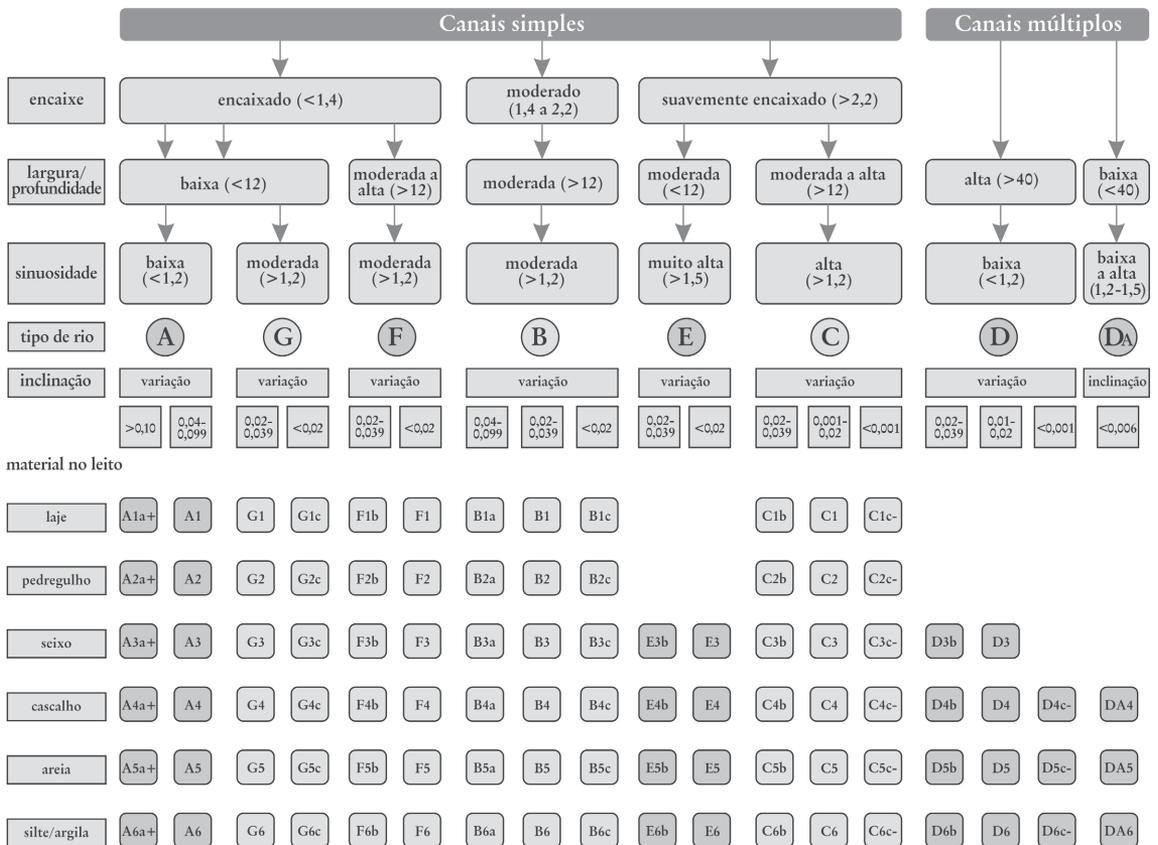


Figura 2: Quadro das informações relevantes para estabelecer a tipologia de rios proposta por Rosgen. Modificado de Rosgen

¹⁸ Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council: Establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*. 72 p.

Outra tipologia foi proposta pela União Europeia em 2000, por meio do *Water Framework Directive* – WFD¹⁸, que estabeleceu uma série de normativas e guias para definir regiões ecológicas. O documento estabelece classificações dos corpos hídricos com base no “estado ecológico” desses sistemas. As avaliações do estado ecológico consistem em observar a qualidade das águas superficiais e são estabelecidas de “desvios ecológicos” a partir de uma amostra de referência de um corpo d’água semelhante. Assim, é possível estabelecer tipos do corpo d’água a se avaliar.

Após o estabelecimento da condição ecológica de referência, os tipos de corpos d’água são diferenciados de acordo com dois sistemas, *A* e *B* (Anexo II, WFD). Os sistemas ficam a critério do pesquisador. No entanto, o sistema *B* deve ser usado quando estabelece um grau de diferenciação no mínimo igual ao sistema *A*. Ambos incluem critérios obrigatórios: altitude, dimensão da área de drenagem e geologia. Sistema *A*: altitude (alta: >800m; média: 200 a 800m; baixa: <200m), área de drenagem (pequena: 10 a 100km²; média: >100 a 1.000km²; grande: >1.000 a 10.000km²; muito grande: >10.000km²), geologia (calcária; sílica; orgânica). O sistema *B*, além dos critérios obrigatórios presentes no sistema *A*, inclui ainda, como critérios obrigatórios, a latitude e a longitude, bem como outros fatores considerados facultativos: distância da nascente, energia do escoamento, largura média, profundidade média, declive médio, configuração do leito do rio principal. Outras variáveis podem ser incorporadas, dependendo da escala avaliada ou de acordo com o bom senso do responsável pelo estudo ou com o intuito do gerenciamento da área focada. Diversos trabalhos publicados lançam mão da metodologia proposta pela WFD.

¹⁹ MUNNÉ, A. & PRAT, N. *Op. cit.*

Munné & Prat¹⁹, por exemplo, estabeleceram uma tipologia para um conjunto de bacias hidrográficas situadas próximas ao mar Mediterrâneo. Com base no sistema *A*, reconheceram 26 tipos de rios e, com base no sistema *B*, por meio de uma Análise de Componentes Principais (PCA), observaram cinco tipos em um escala de 1:1.000.000, sendo a descarga anual, a temperatura do ar e o coeficiente de enxurrada os principais descritores. Com uma escala 1:250.000, obtiveram 10 tipos de rios; nessa escala, a geologia da rede de drenagem e o fluxo foram os principais descritores. Os autores ressaltam a importância da escala no estabelecimento de descritores para gerar a tipologia a ser adotada (figura 3). Por sua vez, Moreno *et al.*²⁰ observaram quatro diferentes tipos de rios: rios de cabeceira com base

²⁰ MORENO, J. L.; NAVARRO, C. & DE LAS HERAS, *Op. cit.*

em calcário, rios com base em sílica, rios de planície e grandes rios. A classificação física e química resultou também em diferentes tipos de rios.

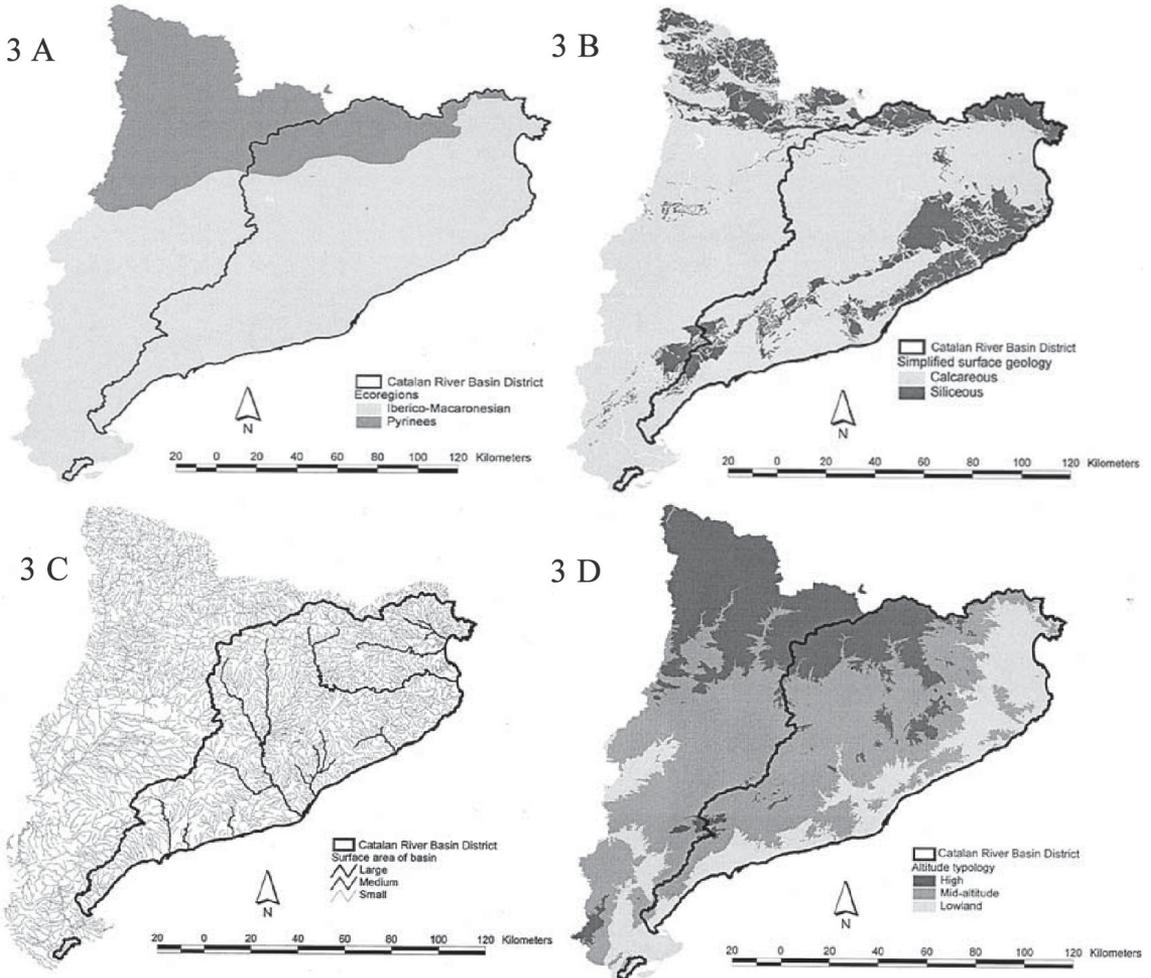


Figura 3: Exemplo de tipologia de rios baseada no sistema A do WFD. A) Divisão da Bacia do Rio Calão (área delimitada) no mar Mediterrâneo em duas regiões ecológicas, a Bacia da esquerda é do rio Elbro; B) Tipologia segundo critérios de geologia; C) Tipologia que usa a área da rede de drenagem e D) Tipologia que usa altitude. Modificado de Munné & Prat, *Op. cit.*

²¹ BALESTRINI, R.; CAZZOLA, M. & BUFFAGNI, A. Characterizing Hydromorphological features of selected Italian rivers: a comparative application of environmental indices. *Hydrobiologia*, 516:365-379, 2004.

Outras formas de se reconhecer variados tipos de rios têm sido descritas na literatura. Balestrini *et al*²¹, obtiveram a tipologia dos rios da Itália, por meio de uma avaliação de habitats de rios (RHS: *River Habitat Survey*²²) em que é possível caracterizar o seu estado físico através de diferentes índices. O primeiro é derivado de modificações morfológicas do rio devido a atividades humanas, tais como

²² RAVEN, P. J.; FOX, P. J. A.; EVERARD, M.; HOLMES, N. T. H. & DAWSON, F. D. River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In: BOON, P. J. & HOWELL, D. L. (Eds.). *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* Edinburgh: The Stationery Office, 1997. p. 215-234. BALESTRINI, R.; CAZZOLA, M. & BUFFAGNI, A. Characterizing Hydromorphological features of selected Italian rivers. *Op. cit.*

²³ HUTCHINSON, G. E. Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals. *American Naturalist*, 93:145-159, 1959. BEAUGER, A.; LAIR, N.; REYNES-MARCHANT, P. & PEIRY, J. L. The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the river Allier (France), in relation to riverbed characteristic. *Hydrobiologia*, 571:63-76, 2006. GODOY, B. S. *Estrutura da Assembléia de Gerromorpha (Heteroptera) em Igarapés dos Municípios de Rio Preto das Eva e Manaus, Amazônia*. Universidade Federal do Amazonas – UFAM, Instituto de Pesquisas da Amazônia – INPA. Dissertação de Mestrado, 2007. 73 p.

pontes. O HMS (*Habitat Modification Score*: Escore de Modificação de Habitat) é determinado em função da extensão e severidade do dano observado, e permite reconhecer cinco tipos de rios (não-impactado; predominantemente não-impactado; modificação óbvia; modificação significativa e modificação severa). O segundo é o HQA (*Habitat Quality Assessment*: Acesso à Qualidade do Habitat), em que características como presença de corredeiras, tipo de substrato e margem sem modificações são avaliadas para compor o índice e definem 4 tipos de rios (excelente; bom; regular e pobre), sendo necessárias algumas centenas de sítios para se ter bons dados. O terceiro é o IFF (*Index of Fluvial Functioning*: Índice de Funcionalidade Fluvial), que expressa basicamente a capacidade do rio de reciclar a matéria orgânica e avalia a vegetação das margens, estrutura física, estrutura do canal e condições biológicas. A partir dessas características, é possível definir cinco tipos e quatro intratipos (I alto; I-II alto-bom; II bom; II-III bom-medíocre; III medíocre; III-IV medíocre-pobre; IV pobre; IV-V pobre-ruim e V ruim). Por fim, outros índices considerados por Balestrini *et al.* são o BSI (*Buffer Strip Index*: Índice de Suavidade) e o WSI (*Wild State Index*: Índice de Estado Natural). O BSI avalia a capacidade do rio de retirar dos sistemas os poluentes e nutrientes que podem atingir áreas próximas, enquanto que o WSI reflete a capacidade do rio de suportar uma alta diversidade mantendo sua integridade natural. Para estes dois últimos índices são atribuídos valores >0, 0 e <0. A partir desses escores são estabelecidos os resultados dos índices. O BSI e o WSI resultam em cinco tipos (bom; médio; intermediário; moderado e pobre). Para se chegar à classificação final, os escores de cada índice foram dispostos em uma PCA para se verificar as relações entre eles.

Uso de comunidades aquáticas

As relações dos organismos aquáticos com a estrutura física do ambiente – condições ambientais – se dão pelo ajustamento desses organismos em seu meio físico, interação com outras espécies etc.²³ Para mais detalhes sobre os fatores que estruturam comunidades aquáticas, veja o artigo de Schneck e Hepp, neste volume.

De certa forma, as propostas de classificação para sistemas lóticos utilizam fatores que ajudam a explicar a ocorrência de espécies em um dado local. A ligação entre tipologia de rios e a distribuição de espécies pode ser estabelecida relacionando-se a comunidade com as características

- ²⁴ PALMER, M. A.; SWAN, C. M.; NELSON, K.; SILVER, P. & ALVESTAD, R. Streambed landscape: Evidence that stream invertebrates respond to the type and spatial arrangement of patches. *Landscape Ecology*, 15:563-576, 2000.
- PAAVOLA, R.; MUOTKA, T.; VIRTANEN, R.; HEINO, J. & KREIVI, P. Are biological classifications of headwater streams concordant across multiple taxonomic groups?. *Freshwater Biology*, 48:1912-1923, 2003.
- KARAOUZAS, I. & GRITZALIS, K. C. Local and regional factors determining aquatic and semi-aquatic bug (Heteroptera) assemblages in rivers and streams of Greece. *Hydrobiologia*, 573:199-212, 2006.
- VERDONSCHOT, P. F. M. Data composition and taxonomic resolution in macroinvertebrate stream typology. *Hydrobiologia*, 566:59-74, 2006.
- ²⁵ VERDONSCHOT, P. F. M. & NIJBOER, R. C. Testing the European stream typology of the Water Framework Directive for macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516: 35-54, 2004.
- ²⁶ KARAOUZAS, I. & GRITZALIS, K. C. *Op. cit.*
- ²⁷ VERDONSCHOT, P. F. M. *Op. cit.*
- ²⁸ VERDONSCHOT, P. F. M. *Op. cit.*
- ²⁹ PALMER, M. A.; SWAN, C. M.; NELSON, K.; SILVER, P. & ALVESTAD, R. *Op. cit.*
- ³⁰ PALMER, M. A.; SWAN, C. M.; NELSON, K.; SILVER, P. & ALVESTAD, R. *Op. cit.*
- PAAVOLA, R.; MUOTKA, T.; VIRTANEN, R.; HEINO, J. & KREIVI, P. *Op. cit.*
- KARAOUZAS, I. & GRITZALIS, K. C. *Op. cit.*
- VERDONSCHOT, P. F. M. *Op. cit.*
- ³¹ BARBOSA, F. A. R.; CALLISTO, M. & GALDEAN, N. The diversity of benthic

de cada região, previamente determinadas por um sistema de classificação.²⁴ A resposta de organismos bentônicos (organismos associados ao substrato) ao gradiente longitudinal e regional torna-os aptos para avaliar o uso das classificações de rios.²⁵ Karaouzas & Gritzalis²⁶ encontraram para uma comunidade de heterópteros semiaquáticos uma relação positiva com a região (cobertura/uso da terra), a vegetação ripária e aquática, o tamanho do rio, além de características químicas nos locais avaliados. Verdonschot²⁷, por sua vez, observou que a distribuição de invertebrados em relação à tipologia sugerida pelo WFD foi relacionada ao clima (temperatura), à inclinação (velocidade do fluxo) e ao tamanho do riacho, mas que o padrão observado na Europa também foi causado pelos fatores ambientais locais e pelo esforço de amostragem.

Por outro lado, diferentes grupos taxonômicos podem produzir diferentes resultados quanto à tipologia estabelecida²⁸. Os autores observaram que a comunidade de peixes respondeu melhor à profundidade, ao tamanho do substrato e à concentração de oxigênio; briófitas responderam melhor à cor da água, concentração de nutrientes e variabilidade dos habitats dentro do rio; por fim, invertebrados foram os melhores descritores na avaliação do tamanho do rio e do pH. Palmer *et al.*²⁹ examinaram a distribuição e disponibilidade de manchas de habitat. Por meio da observação de invertebrados aquáticos, distinguiram o tipo e a estrutura das manchas em áreas de areia e folhas e concluíram que a distribuição das manchas foi muito mais importante para a comunidade avaliada.

Além disso, o uso de sítios preservados e perturbados diminui as diferenças naturais entre as comunidades; assim, as tipologias devem ser baseadas em condições de referência. O recurso a macroinvertebrados para o auxílio de tipologias é grande, principalmente aquelas centradas em variações regionais como geologia, morfologia e descritores físicos.³⁰

Tipologia de rios no Brasil

No Brasil, estudos têm mostrado propostas de tipologia para algumas bacias hidrográficas, como para o Rio Doce e São Francisco, na região Sudeste. Barbosa *et al.*³¹ estabeleceram para rios da Serra do Cipó três tipologias e utilizaram macroinvertebrados como descritores principais. Os autores dividiram os rios em não-impactados, medianamente impactados e impactados, sendo o critério para a

macroinvertebrates as an indicator of water quality and ecosystem health: A case study for Brazil. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 4:51-59, 2001.

³² GALDEAN, N.; CALLISTO, M. & BARBOSA, F. A. R. Benthic macroinvertebrates of the headwaters of river São Francisco (National Park of Serra da Canastra, Brazil). *Trav. Mus. Nat. Gregori Antipa*, 16:455-464, 1999. GALDEAN, N.; CALLISTO, M. & BARBOSA, F. A. R. Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrate. In: GALDEAN, N.; CALLISTO, M. & BARBOSA, F. A. R. *Op. cit.*

³³ CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M. & PETRUCCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14(1)91-98, 2002.

³⁴ GATTS, C. N. E.; OVALLE, A. R. C. & SILVA, C. F. Neutral pattern recognition and multivariate data: water typology of the Paraíba do Sul, Brazil. *Environmental Modelling & Software*, 20: 883-889, 2005.

³⁵ SIOLI, H. *Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais*. Petrópolis: Vozes, 1990. 72 p.

classificação a diversidade de macroinvertebrados, medida pelo índice de diversidade de Shannon. Galdean *et al.*³², estabeleceram para a região da Serra da Canastra, nascente do Rio São Francisco, uma tipologia também baseada em macroinvertebrados, que separa os rios dessa região em impactados e não-impactados. Ainda que as águas em geral apresentem boas condições, os autores argumentam que os impactos são resultantes da entrada de fósforo e nitrogênio de queimadas em áreas próximas aos cursos d'água. Callisto *et al.*³³, criaram, por seu turno, um protocolo de avaliação de habitat que pode auxiliar de forma rápida na tipologia de rios. Os autores listaram uma série de características que são facilmente observáveis, como, por exemplo: tipo de ocupação das margens, erosão próxima à margem, alterações antrópicas, extensão de corredeiras, presença de mata ciliar, dentre outras. No entanto, essas características são mais aplicáveis em uma escala de menor abrangência. As informações do protocolo podem ser usadas em diversos afluentes de uma bacia hidrográfica e cruzadas para gerarem uma tipologia em escala de maior abrangência.

Seguindo mais de perto a proposta de tipologia com base na integridade ecológica, Gatts *et al.*³⁴ estabeleceram uma tipologia para o rio Paraíba do Sul (São Paulo) e observaram sete diferentes tipos de rios. Os resultados refletem basicamente a sazonalidade, o período de cheias (tipos 1-4) e o período de seca (tipos 5-7) como principais fatores para o rio Paraíba do Sul, mas tendo matéria orgânica particulada e dissolvida, fósforo e nitrogênio como descritores dos sete tipos encontrados. Esse trabalho aborda de forma interessante a seleção e análise das variáveis consideradas no processo de geração dos diferentes tipos de rios.

Observando as diversas regiões do Brasil, podemos encontrar, por exemplo, a classificação para os rios amazônicos proposta por Sioli³⁵, que os divide em três tipos: águas brancas, pretas e claras. As águas brancas são caracterizadas por um elevado valor de turbidez e baixo teor de matéria orgânica, em rios provenientes da Cordilheira dos Andes. As águas pretas recebem este nome devido à sua coloração resultante de uma grande concentração de ácidos húmicos e fúlvicos, produto da decomposição parcial da matéria orgânica, além de possuírem baixas concentrações de sedimento em suspensão. Isso se deve ao fato de os rios pertencentes a esta tipologia serem oriundos de solos podzólicos. Por fim, as águas claras são transparentes devido à menor concentração de matéria orgânica e sedimentos em suspensão e têm como origem solos argilosos que tendem

a reter partículas de teor orgânico. Tal classificação, no entanto, só pode ser aplicada em estudos que abranjam grandes escalas, visto que a bacia amazônica apresenta diferentes características como vegetação e tipo de solo.³⁶ Ainda, Toivonen *et al.*³⁷ dividem os rios da região ocidental da Amazônia de acordo com a largura (extensos >1.000m, largos 500-1.000m, médios 200-500m e estreitos <200m) e a morfologia do canal (anastomados, trançados e meandros).

Devido à grande extensão do território brasileiro, múltiplos fatores climáticos, geológicos e morfológicos agem sobre as grandes bacias hidrográficas. Assim, uma mesma rede de drenagem pode apresentar diferentes características em seus afluentes, o que resultaria em outra tipologia em escala de menor abrangência. Munné & Prat³⁸ e Omernik & Bailey³⁹ chamam a atenção para essas “peculiaridades” entre as escalas.

Exemplo numérico

Para exemplificar como tipologias de rios podem ser criadas, o ponto de partida foi uma base de dados de 38 riachos de terceira e quarta ordens amostrados no estado do Rio Grande do Sul durante o período de um ano com amostragens únicas, ou seja, sem repetições temporais. Seleccionamos variáveis físicas, químicas e geomorfológicas, além de coletas de invertebrados bentônicos em oito amostras de “surber”, num trecho de cerca de 50 metros em cada riacho. Contudo, para este exemplo utilizamos apenas oito variáveis medidas, separadas em sub-bases, sendo a primeira com pH, fósforo total, alcalinidade e oxigênio dissolvido, a segunda, constituída de altitude, qualidade do habitat, largura do rio e temperatura da água e a terceira, reunindo as duas anteriores numa única matriz. A qualidade do habitat foi obtida obedecendo-se ao protocolo sugerido por Callisto *et al.*⁴⁰, tomando-se como variável categórica, rios impactados, alterados e naturais. A largura do rio foi conseguida no trecho de maior largura dentro dos cerca de 50 metros amostrados. As amostras de invertebrados bentônicos não foram consideradas, pois o material se encontra em fase de triagem e identificação.

As análises estatísticas foram elaboradas no software MULTIV versão beta 2010 (<http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br/ecoqua/main.html>)⁴¹ e os dados submetidos a três formas de análise: a primeira com o conjunto de variáveis limnológicas, a segunda com as variáveis físicas e uma terceira com

³⁶ NOBREGA, I. W. *Análise espectral de sistemas aquáticos da Amazônia para a identificação de componentes opticamente ativos*. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Dissertação de Mestrado, 2002. 84 p.

³⁷ TOIVONEN, T.; MÄKI, S. & KALLIOLA, R. The river of western Amazonia – a quantitative approach to the fluvial biogeography of the region. *Journal of Biogeography*, 34:1.374-1.387, 2007.

³⁸ MUNNÉ, A. & PRAT, N. *Op. cit.*

³⁹ OMERNIK, J. M. & BAILEY, R. G. *Op. cit.*

⁴⁰ CALLISTO, M.; FERREIRA, W. R.; MORENO, P.; GOULART, M. & PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 14 (1)91-98, 2002.

⁴¹ PILLAR, V. D. *MULTIV: Multivariate exploratory analysis, randomization testing and bootstrap resampling: User's guide v. 2.3*. Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil, 2004. 50 p.

os dois conjuntos em uma mesma matriz. Desse modo, observou-se que as variações nos arranjos espaciais (tipologias) podem ser diferentes, dependendo do conjunto de variáveis. Os dados tiveram que ser centralizados e normalizados, pois possuem escalas de medidas diferentes, seguidas por uma distância euclidiana. O agrupamento com base na soma de quadrados e uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) foram submetidos a testes de aleatorização para avaliar a significância dos grupos formados e a estabilidade dos eixos.⁴² Para fins didáticos, apenas a PCoA com as oito variáveis será apresentada.

Os valores amostrados para as oito variáveis encontram-se na tabela 1. Com os dois conjuntos de variáveis, identificamos três grupos (tipologias) nos 38 riachos amostrados. Contudo, no exame dos dados em conjunto, percebemos somente um grupo nítido; para fins didáticos, porém, consideramos três grupos nítidos. De modo geral, dos componentes dos grupos formados nas três bases de dados, apenas os locais amostrados na Serra Geral se mantiveram iguais nas bases utilizadas.

Tabela 1: Média, desvio padrão e coeficiente de variação para as oito variáveis utilizadas no exemplo numérico

	média	DP	CV
pH	7.62	0.58	7.59
F total (mg/l)	0.05	0.04	74.96
Alcalinidade (mg/1CaCO ₃)	24.54	15.06	61.34
OD (mg/l)	7.44	1.19	15.98
Altitude (m)	300.11	287.53	95.81
Q. habitat	58.61	12.18	20.78
Largura (m)	8.85	6.57	74.26
Temp. água (C°)	19.07	5.30	27.82

A primeira base separou os riachos em: Grupo 1 – com riachos apresentando maior concentração de fósforo, baixo oxigênio, menor pH e baixa alcalinidade; Grupo 2 – com riachos caracterizados por maior concentração de oxigênio, maior pH, menor alcalinidade e menor concentração de fósforo; Grupo 3 – com riachos oferecendo maiores valores de alcalinidade e valores intermediários para as outras variáveis amostradas. A segunda base separou os riachos em: Grupo 1 – riachos situados em maiores altitudes, com melhor qualidade de habitat, mais largos e baixa tem-

⁴² PILLAR, V. D. The bootstrapped ordination re-examined. *Journal of Vegetation Science*, 10:895-902, 1999.

peratura; Grupo 2 – riachos em baixa atitude, boa qualidade de habitat, baixa largura e menor temperatura; Grupo 3 – riachos de baixa altitude, menor qualidade de habitat, menor largura e maior temperatura.

As duas bases juntas obtiveram os seguintes grupos: Grupo 1 – riachos em áreas mais altas, com melhor qualidade de habitat, mais largos, valores intermediários para fósforo, pH, oxigênio, e baixos valores para alcalinidade e temperatura da água; Grupo 2 – formado por rios de médias altitudes, menores e com menor qualidade de habitats, valores intermediários para oxigênio e fósforo total, baixos valores de pH e com alcalinidade e temperatura maiores; Grupo 3 – riachos com altitudes e larguras intermediárias, menores valores de fósforo, alcalinidade, temperatura e qualidade de habitat e maiores valores para pH e oxigênio (figuras 4 e 5).



Figura 4: Mapa do estado do Rio Grande do Sul com os grupos formados com base em todas as variáveis utilizadas no exemplo numérico

Os resultados mostram como a base de dados é extremamente importante para estabelecer as tipologias de rios. Os dados utilizados evidenciam que variáveis como altitude e largura do rio tendem a influenciar na formação dos grupos. Variáveis como fósforo total e alcalinidade sofrem in-

fluência de atividades antrópicas, como agricultura e mineração, portanto, podem não representar variações naturais do ambiente. As variáveis físicas e químicas tiveram correlações altas com os eixos da PCoA, com uma explicação total de 58%, enquanto que as relacionadas a informações morfológicas obtiveram 73,6% de explicação. Ao juntarmos as bases de dados, a explicação total foi de apenas 47,5%, mas com maior participação (correlação) das variáveis morfológicas, que tiveram correlação maior que 0,6, ao passo que entre as variáveis físicas e químicas apenas pH obteve correlação maior que 0,6.

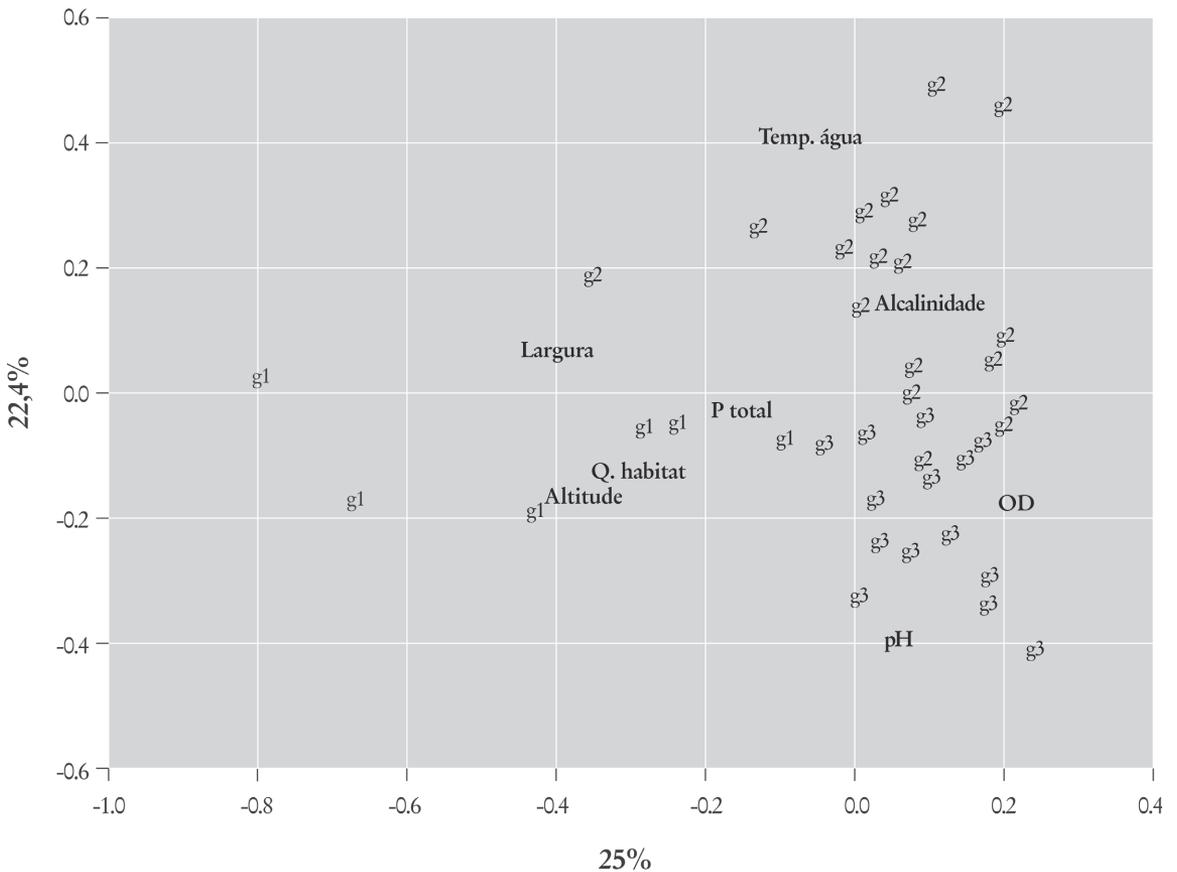


Figura 5: PCoA com base nas oito variáveis utilizadas no exemplo. Não há eixos estáveis com base no teste de aleatorização

Considerações finais

Um problema na geração de tipologias de rios, principalmente na abordagem *top-down*, é a falta de informações sobre determinadas variáveis, como mapas litológicos. O estado do Rio Grande do Sul possui uma base cartográfica

fica em 1:50.000 digitalizada, que permite, por exemplo, calcular o tamanho da rede de drenagem dos cursos d'água amostrados. Dificuldades na utilização da metodologia *bottom-up* provêm do fato de nos depararmos com áreas de difícil amostragem e tempo insuficiente para os levantamentos de campo. O recurso a organismos aquáticos está condicionado ao conhecimento taxonômico do grupo foco, sejam macrófitas, invertebrados aquáticos ou peixes.

Tipologias de rios, além de seu auxílio às políticas públicas, são úteis em estudos de variações geográficas envolvendo populações de organismos aquáticos. Mais especificamente, em pesquisas sobre invertebrados aquáticos, podemos avaliar diferenças nas populações entre diferentes tipos de rios, quanto aos atributos morfológicos ou funcionais nessas populações. Uma ressalva, no entanto, deve ser feita: o estágio de desenvolvimento, principalmente em larvas de insetos, deve ser considerado, seja como uma variável (atributo), seja como forma de padronizar os indivíduos amostrados por estágio de desenvolvimento. Por exemplo, recomenda-se utilizar apenas indivíduos no terceiro estágio de maturação, pois assim as respostas obtidas serão reflexos do ambiente e não se confundirão com as diferenças provindas do desenvolvimento. Estudos envolvendo comunidades, dependendo das informações disponíveis, podem incluir filogenia e verificação de como o ambiente e a filogenia determinam os padrões que observamos de acordo com as variações geográficas impostas pelas ecorregiões/tipologias.

O assunto no Brasil está longe de se esgotar, pelo contrário, há muito o que fazer principalmente na parte inicial do processo, que é justamente elaborar as tipologias e integrar as informações em um banco de dados que possa ser acessado por diferentes grupos de pesquisas. Isso contribuiria sobretudo para o desenvolvimento teórico acerca do assunto.

Márlon de Castro Vasconcelos é graduado em biologia e doutorando em Ecologia na Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

vascomc@gmail.com

Albano Schwarzbald é licenciado em História Natural, doutor em Ecologia e professor do Departamento de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

albano.schwarzbald@ufrgs.br

FATORES ESTRUTURADORES DE COMUNIDADES EM RIACHOS

Fabiana Schneck
Luiz Ubiratan Hepp

A ideia central que orienta este artigo é a de oferecer uma visão geral sobre a importância dos fatores que atuam na geração dos padrões espaciais e temporais da organização de comunidades biológicas em ambientes lóticos. Outro objetivo visado é a discussão de aplicações dos estudos de diversidade biológica na conservação de riachos. Riachos são ambientes naturalmente hierárquicos e heterogêneos, e uma vez que as comunidades são controladas tanto por fatores ambientais locais como por fatores regionais, os componentes da diversidade biológica (diversidade alfa, beta e gama) são fortemente afetados pela combinação destes fatores nas múltiplas escalas espaciais existentes. Dentre os fatores ambientais, ressalta-se o papel-chave exercido por variáveis físicas do ambiente, como velocidade da corrente e substratos. Há ainda outro fator pouco estudado em se tratando de riachos, especialmente no Brasil: a importância da modificação de habitats por “organismos engenheiros” como um dos principais mecanismos estruturadores das comunidades bênticas nesses ecossistemas.

Diversidade biológica

A Ecologia de Comunidades busca entender como as comunidades biológicas se organizam. As espécies se reúnem para formar comunidades de acordo com a) restrições de dispersão (compartilhamento geográfico), b) restrições ambientais (compartilhamento de habitat) e c) dinâmicas internas (compartilhamento ecológico).¹ Em linhas gerais, um dos desafios dos ecólogos é explicar padrões emergentes dessas influências. Em comunidades, padrões são consistências repetitivas de agrupamentos de espécies de acordo com questões locais ou gradientes ambientais. Dessa forma, para compreender os mecanismos geradores dos padrões espaciais e temporais na organização de comunidades naturais é preciso conhecer a importância relativa dos diversos fatores ou filtros ecológicos que atuam sobre as comunidades. As possibilidades de combinações e interações entre os fatores ambientais, geográficos e bióticos que afetam as comunidades em riachos são muitas e representam um desafio para os ecólogos na busca de padrões e generalizações em ambientes aquáticos.

A *diversidade biológica* pode ser definida de várias formas, sendo o número de espécies em um determinado local ou área a forma mais simples e direta de fazê-lo.² Muitos estudos em Ecologia de Comunidades têm como principal objetivo a descrição da riqueza de espécies em uma determinada área de estudo. Apesar da inegável importância dessas investigações, também a descrição e explicação de padrões de diversidade de espécies em relação a gradientes ambientais e geográficos constitui tópico importante para a ecologia, uma vez que podemos observar variações muito significativas na diversidade ao longo do espaço e do tempo, justamente por influências geográficas e ambientais.

Os componentes espaciais da diversidade e algumas ferramentas de estudo

Estudando comunidades vegetais nos EUA em diferentes escalas hierárquicas, Whittaker³ dividiu a diversidade em três componentes espaciais: a diversidade dentro da comunidade (em um determinado local), que ele denominou de *diversidade alfa* (α); a variação entre diferentes comunidades, denominada *diversidade beta* (β); e, por fim, a diversidade total de uma região, chamada *diversidade gama* (γ). Whittaker⁴ utilizou uma relação multiplicativa para relacionar os componentes alfa e beta com a diversidade regional ($\gamma = \alpha \times \beta$).

¹ BEGON, M.; TOWNSEND, C. R. & HARPER, J. L. *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Porto Alegre: Artmed, 2007. 759 p.

² MAGURRAN, A. E. *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Science Ltd, 2004. 256 p.

³ WHITTAKER, R. H. *Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California*. *Ecological Monographs*, v. 30, p. 279-338, 1960.

⁴ WHITTAKER, R. H. *Op. cit.*

A diversidade alfa é o componente da diversidade regional atribuído ao número médio de espécies de uma amostra homogênea, podendo ser medida pelo número de espécies (riqueza) ou pela combinação de diferentes atributos da comunidade (índices de diversidade). A diversidade beta é o componente atribuído às diferenças na composição de espécies em uma escala espacial ou temporal. Trata-se de uma medida de como dois ou mais ambientes diferem ou se assemelham em relação à variedade de espécies presentes. Em outras palavras, a diversidade beta é uma medida de dissimilaridade biológica entre ambientes⁵, resultando principalmente da ocorrência de diferenças no ambiente físico e de limitações na dispersão das espécies em função da autocorrelação espacial. Em resumo, pode ser influenciada pelo ambiente, pelo espaço ou conjuntamente por ambos. Legendre *et al.*⁶ sugerem o uso da Análise de Correspondência Canônica parcial (pCCA) como uma ferramenta de avaliação da diversidade beta. Esta análise particiona a variação da composição da comunidade em quatro componentes: 1) variação geográfica, 2) variação ambiental, 3) variação compartilhada entre ambos e 4) variação não explicada (relacionada principalmente a variáveis ambientais não mensuradas).

Uma abordagem promissora para compreender os padrões de organização em comunidades é a *partição aditiva* da diversidade associada a delineamentos amostrais espacialmente aninhados. Tal método, idealizado por Lande⁷, considera a soma das relações entre os componentes da diversidade ($\gamma = \alpha \times \beta$) e torna possível o cálculo da contribuição relativa da diversidade alfa e beta para a diversidade total em determinada escala espacial.⁸ A vantagem dessa abordagem sobre o clássico modelo de partição multiplicativa proposto por Whittaker⁹ é a possibilidade de comparar diretamente os valores de alfa e beta ao longo de uma hierarquia de escalas espaciais, desde a mais fina, aumentando à medida que são incorporados níveis hierárquicos superiores (por exemplo, β_1 , β_2 , ..., β_n)¹⁰. Crist *et al.*¹¹, por sua vez, desenvolveram um método de aleatorização para avaliar a partição da diversidade com base na partição aditiva, em que não apenas a riqueza de espécies, mas também índices de diversidade podem ser particionados nas diferentes escalas espaciais. Esse método possibilita o exame da importância de cada escala para a diversidade total. A partir das contribuições de Crist *et al.*, vários trabalhos têm utilizado a partição aditiva da diversidade como ferramenta de avaliação das condições de determinada área como fonte de informações para a conservação. Alguns exemplos de uso da partição aditiva são apresentados na seção final deste artigo.

⁵ COSTA, S. S. & MELO, A. S. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia*, v. 598, p. 131-138, 2008.

⁶ LEGENDRE, P.; BOCARD, D. & PERES-NETO, P. R. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. *Ecological Monographs*, v. 75, p. 435-450, 2005.

⁷ LANDE, R. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos*, v. 76, p. 5-13, 1996.

⁸ GERING, J. C. & CRIST, T. The alpha-beta-regional relationship: providing new insights into local-regional patterns of species richness and scale dependence of diversity components. *Ecology Letters*, v. 5, p. 433-444, 2002.

⁹ WHITTAKER, R. H. *Op. cit.*

¹⁰ LANDE, R. *Op. cit.*
GERING, J. C. & CRIST, T. *Op. cit.*

¹¹ CRIST, T. O.; VEECH, J. A.; GERING, J. C. & SUMMERVILLE, K. S. Partitioning species diversity across landscapes and regions: A hierarchical analysis of α , β , and γ diversity. *The American Naturalist*, v. 162, p. 734-743, 2003.

Heterogeneidade ambiental e diversidade biológica em riachos: a importância de fatores ambientais

Riachos são ecossistemas naturalmente hierárquicos e heterogêneos em múltiplas escalas espaciais: 1) bacias de drenagem, 2) riachos dentro de bacias, 3) trechos dentro de um riacho, 4) sequências de remansos (poços) e corredeiras dentro de um trecho e 5) microhabitats dentro de corredeiras ou remansos¹² (figura 1). Os efeitos causados por variações ambientais em diferentes escalas têm chamado a atenção de ecólogos aquáticos que buscam compreender como esses fatores podem influenciar a estruturação das comunidades biológicas em ecossistemas lóticos. Por exemplo, em macroescala, a variabilidade ambiental pode estar relacionada com a geologia da bacia de drenagem ou o clima. Em mesoescala, a ocorrência de corredeiras, remansos e canais laterais, assim como variações na profundidade, largura e ordem do riacho, pode criar grande diversidade de habitats para peixes¹³ e macroinvertebrados¹⁴. Já em microescala a heterogeneidade espacial gerada por irregularidades na superfície dos substratos (como fissuras, cavidades ou projeções), além da ocorrência de diferentes tipos de substratos (por exemplo, seixos, briófitas, raízes) e de diferenças na velocidade da água ao redor de um mesmo substrato, afeta fortemente macroinvertebrados¹⁵ e algas perifíticas¹⁶. Dessa forma, a combinação específica de diversos fatores ambientais, como velocidade da corrente, profundidade, tipo de substrato do leito e disponibilidade de luz, material orgânico e nutrientes, determina a comunidade que está associada a cada habitat em um riacho.

Dentre os fatores ambientais, as condições físicas do ambiente desempenham papel-chave na estruturação de comunidades em ambientes lóticos, sendo que velocidade da corrente e substrato, além de temperatura e luminosidade, são reconhecidamente as características abióticas de maior relevância nesses ambientes.¹⁷ Velocidade da corrente e substrato são variáveis fortemente correlacionadas em um riacho, pois a velocidade da corrente afeta a composição e estabilidade dos substratos, sendo, em contrapartida, influenciada pela rugosidade, forma e tamanho dos substratos que compõem o riacho. Por exemplo, trechos com menor velocidade da água costumam apresentar substratos formados por partículas menores, como argila, areia, matéria orgânica e folhiço, enquanto trechos com maior velocidade frequentemente apresentam substratos rochosos. Tais dife-

¹² FRISSELL, C. A.; LISS, W. J.; WARREN, C. E. & HURLEY, M. D. A hierarchical framework for stream habitat classification – viewing streams in a watershed context. *Environmental Management*, v. 10, p. 199-214, 1986.

¹³ VILELLA, F. S.; BECKER, F. G.; HARTZ, S. M. & BARBIERI, G. Relation between environmental variables and aquatic megafauna in a first order stream of the Atlantic Forest, southern Brazil. *Hydrobiologia*, v. 528, p. 17-30, 2004.

¹⁴ MELO, A. S. Explaining dissimilarities in macroinvertebrate assemblages among stream sites using environmental variables. *Zoologia*, v. 26, p. 79-84, 2009.

¹⁵ COSTA, S. S. & MELO, A. S. *Op. cit.*

¹⁶ Algas aderidas a um substrato submerso, formando um biofilme juntamente com bactérias, fungos e microinvertebrados, além de detritos orgânicos e inorgânicos. BERGEY, E. A. Crevices as refugia for stream diatoms: Effect of crevice size on abraded substrates. *Limnology and Oceanography*, v. 44, p. 1.522-1.529, 1999.

¹⁷ ALLAN, J. D. & CASTILLO, M. M. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Dordrecht: Springer, 2007. 436 p.

- ¹⁸ ALLAN, J. D. & CASTILLO, M. M. *Op. cit.*
- ¹⁹ VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 37, p. 130-137, 1980.
- DOWNES, B. J.; LAKE, P. S.; SCHREIBER, E. S. G. & GLAISTER, A. Habitat structure, resources and diversity: the separate effects of surface roughness and macroalgae on stream invertebrates. *Oecologia*, v. 123, p. 569-581, 2000.

renças levam a distintas composições da comunidade aquática. As características químicas da água também exercem efeito sobre as comunidades lóticis, especialmente se o corpo d'água sofrer algum impacto de origem antrópica. Porém, em condições naturais, variações sazonais ou diárias no conteúdo iônico não afetam a estruturação de comunidades.¹⁸ Assim, a estrutura física dos habitats é fator determinante da composição, abundância, distribuição, interação entre espécies e da estrutura trófica das comunidades lóticis.¹⁹

O conceito de que a heterogeneidade de habitats promove a diversidade de espécies é amplamente aceito na ecologia em geral²⁰ e na ecologia de riachos em particular²¹. Assim, uma maior riqueza de espécies²² e/ou uma distribuição espacialmente heterogênea de espécies²³ pode ser o resultado de um ambiente heterogêneo.

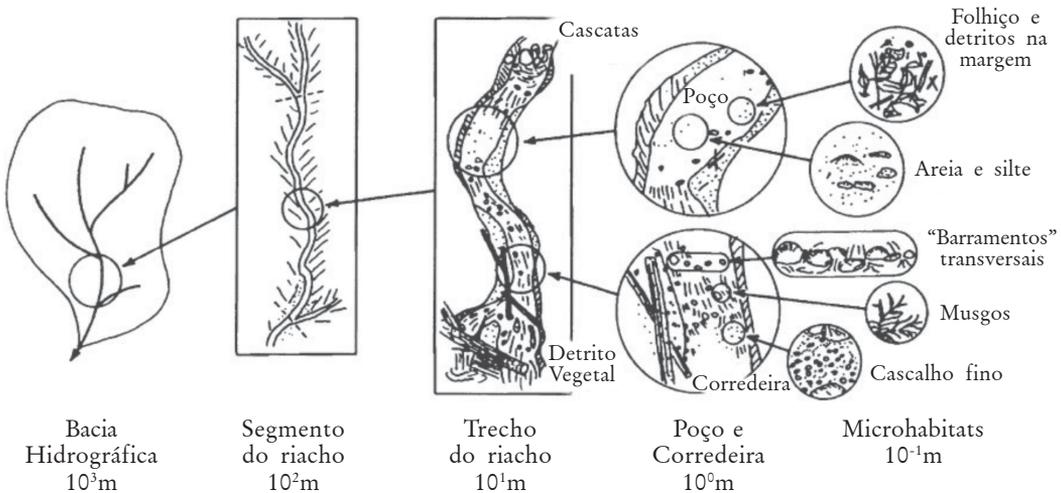


Figura 1: Organização hierárquica de um sistema de riachos e suas múltiplas escalas espaciais. Modificado de ALLAN, J. D. & CASTILLO, M. M. *Op. cit.*

- ²⁰ RICKLEFS, R. E. & SCHLUTER, D. *Species diversity in ecological communities*. Chicago: University of Chicago Press, 1993. 414 p.
- ²¹ ALLAN, J. D. & CASTILLO, M. M. *Op. cit.*
- ²² Diversidade alfa.
- ²³ Diversidade beta.
- ²⁴ FERREIRA, C. P. & CASATTI, L. Influência da estrutura do hábitat sobre a

Um estudo com peixes em riacho no sudeste do Brasil, mostra que trechos formados tanto por remansos como por corredeiras e com grande variedade de substratos possuíam maior riqueza de espécies que trechos mais homogêneos. Ou seja, trechos com maior heterogeneidade de ambientes possibilitaram a ocorrência simultânea de espécies que exploram habitats distintos, como a coluna d'água, fundos arenosos ou rochosos e vegetação parcialmente submersa.²⁴ Resultados semelhantes foram encontrados para macroinvertebrados e algas perifíticas. Em um riacho na Amé-

- ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 23, p. 642-651, 2006.
- ²⁵ BROWN, B. L. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. *Ecology Letters*, v. 6, p. 316-325, 2003.
- ²⁶ SCHNECK, F.; SCHWARZBOLD, A. & MELO, A. S. *Substrate roughness affects stream benthic algal diversity assemblage composition and nestedness*. Manuscrito submetido.
- ²⁷ DOWNES, B. J.; LAKE, P. S.; SCHREIBER, E. S. G. & GLAISTER, A. *Op cit.* BROWN, B. L. *Op cit.*
- ²⁸ STENDERA, S. S. & JOHNSON, R. K. Additive partitioning of aquatic invertebrate species diversity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology*, v. 50, p. 1.360-1.375, 2005.
- ²⁹ SCHEMERA, D. & ERÖS, T. Linking scale and diversity partitioning in comparing species diversity of caddisflies in riffle and pool habitats. *Fundamental and Applied Limnology*, v. 172, p. 205-215, 2008.
- ³⁰ PASSY, S. I. Spatial paradigms of lotic diatom distribution: a landscape ecology perspective. *Journal of Phycology*, v. 37, p. 370-378, 2001.
- ³¹ Cachoeiras.
- rica do Norte, foi observada relação positiva entre heterogeneidade de substratos e riqueza de espécies de macroinvertebrados.²⁵ Verificou-se também maior estabilidade (ou persistência) temporal das comunidades em trechos mais heterogêneos do riacho. Em outro experimento, realizado em um riacho subtropical e que teve como objetivo avaliar a importância da heterogeneidade espacial em micro-escala, foram utilizados substratos artificiais para a colonização de algas perifíticas em superfícies homogêneas e heterogêneas. Observou-se uma riqueza média de algas 30% maior em substratos heterogêneos que em substratos homogêneos, o que demonstrou a importância da heterogeneidade espacial também para microrganismos.²⁶ Este padrão pode ser atribuído aos mecanismos inerentes à alta heterogeneidade espacial, incluindo maior área, alta disponibilidade de refúgios contra predação ou distúrbios físicos, e grandes quantidades e variedades de recursos. Assim, a alta disponibilidade e diversificação de recursos em ambientes heterogêneos podem permitir a partição de recursos e promover a diversidade.²⁷
- Além de efeitos sobre a riqueza de espécies, a variabilidade ambiental atua fortemente sobre a diversidade beta em distintas escalas espaciais. Stendera & Johnson²⁸ avaliaram a partição aditiva da diversidade em três diferentes escalas (sítios amostrais, ecorregiões e regiões biogeográficas) em riachos e lagos da Suíça e observaram alta diversidade beta entre sítios e entre ecorregiões, porém não entre regiões biogeográficas. Os autores observam que a diversidade beta é incrementada com o aumento da heterogeneidade de habitat e ambiental, proporcionando a formação de padrões saturados da comunidade. Já Schmera & Erös²⁹ estudaram a distribuição de larvas de Trichoptera (inseto aquático) em escala de riachos e observaram a ocorrência de alta diversidade alfa e baixa diversidade beta, concluindo que o resultado é fruto da homogeneidade do ambiente.
- Em outro estudo, realizado com algas diatomáceas em um riacho nos EUA, Passy³⁰ observou que gradientes de velocidade da corrente e profundidade foram os fatores que melhor explicaram a distribuição dos organismos. Já a distribuição de peixes, crustáceos e anfíbios em riacho de primeira ordem, situado em região de Mata Atlântica no Brasil, é explicada tanto por variáveis de macroescala (altitude, declividade e ocorrência de barreiras naturais³¹), como por variáveis estruturais de mesoescala (área, profundidade e vazão), enquanto que variáveis químicas apresentam baixa

- ³² VILELLA, F. S.; BECKER, F. G.; HARTZ, S. M. & BARBIERI, G. *Op. cit.*
³³ COSTA, S. S. & MELO, A. S. *Op. cit.*

correlação com as comunidades.³² Nesse sentido, Costa & Melo³³ avaliaram a composição de macroinvertebrados em três riachos neotropicais de uma mesma bacia hidrográfica e quatro microhabitats (briófitas, raízes submersas, folhigo em remansos e seixos em corredeiras). Observaram que o tipo de habitat foi determinante na organização da comunidade. Ainda, os habitats caracterizados por matéria orgânica (raízes e musgos) apresentaram maior similaridade (menor diversidade beta) em relação aos demais. Analisando a importância relativa dos microhabitats e da distância geográfica sobre a diversidade beta, os autores concluíram que a diversidade beta foi determinada principalmente pelos microhabitats que explicaram 42% da variação na composição de espécies, enquanto os riachos explicaram 22% da variação. Os resultados demonstraram que microhabitats adjacentes em um mesmo riacho possuem comunidades de macroinvertebrados mais distintas que as comunidades encontradas em um único tipo de microhabitat em diferentes riachos, indicando que as diferenças nas condições ambientais, especialmente velocidade da água e disponibilidade de matéria orgânica particulada (recurso trófico), são mais importantes na estruturação das comunidades que diferenças na localização espacial. Porém, recentes estudos têm demonstrado que os efeitos puramente espaciais podem explicar grande parte da variação na riqueza e composição de espécies em ambientes lóticos, evidenciando que a estrutura de comunidades resulta da soma de múltiplos processos atuando em diferentes escalas espaciais.³⁴

- ³⁴ HEINO, J.; BINI, L. M.; KARJALAINEN, S. M.; MYKRÄ, H.; SOININEN, J.; VIEIRA, L. C. G. & DINIZ-FILHO, J. A. F. Geographical patterns of micro-organismal community structure: are diatoms ubiquitously distributed across boreal streams? *Oikos*, v. 119, p. 129-137, 2010.
HEPP, L. U.; LANDEIRO, V. L. & MELO, A. S. *Alpha and beta diversities of stream insects: effects of environmental factors and geographical distance*. Manuscrito submetido.
³⁵ BEGON, M.; TOWNSEND, C. R. & HARPER, J. L. *Op. cit.*
³⁶ JONES, C. G.; LAWTON, J. H. & SHACHAK, M. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, v. 69, p. 373-386, 1994.
MOORE, J. W. Animal ecosystem engineers in streams. *Bioscience*, v. 56, p. 237-246, 2006.
³⁷ JONES, C. G.; LAWTON, J. H. & SHACHAK, M. *Op. cit.*

“Organismos engenheiros” em ambientes lóticos

Até aqui discutimos principalmente a importância dos filtros ambientais na organização de comunidades, porém as dinâmicas internas de uma comunidade podem exercer um papel tão ou mais importante que os fatores ambientais. Sabe-se que as interações bióticas afetam fortemente a distribuição e abundância de espécies, sendo que predação, competição, mutualismo e parasitismo são consideradas as principais formas de interação entre organismos.³⁵ No entanto, a criação, modificação e manutenção de habitats por organismos, apesar de não envolverem interações tróficas diretas, também podem constituir um processo central na organização de comunidades, atuando como importante mecanismo na manutenção da diversidade biológica.³⁶ Jones *et al.*³⁷ denominam “engenheiros do ecossistema” os organis-

- ³⁸ Organismos que estão associados ao substrato, podendo ser fixos ou não.
- ³⁹ Perturbação de sedimentos bênticos por organismos.
- ⁴⁰ Consolidação de sedimentos bênticos.
- ⁴¹ MOORE, J. W. *Op. cit.*
- ⁴² POWER, M. E. Resource enhancement by indirect effects of grazers: armored catfish, algae, and sediment. *Ecology*, v. 71, p. 897-904, 1990. ZANETELL, B. A. & PECKARSKY, B. L. Stoneflies as ecological engineers – hungry predators reduce fine sediments in stream beds. *Freshwater Biology*, v. 36, p. 569-577, 1996.
- ⁴³ MOULTON, T. P.; SOUZA, M. L.; SILVEIRA, R. M. L. & KRSULOVIC, F. A. M. Effects of ephemeropterans and shrimps on periphyton and sediments in a coastal stream (Atlantic forest, Rio de Janeiro, Brazil). *Journal of the North American Benthological Society*, v. 23, p. 868-881, 2004.
- ⁴⁴ FLECKER, A. S.; FEIFAREK, B. P. & TAYLOR, B. W. Ecosystem engineering by a tropical tadpole: density-dependent effects on habitat structure and larval growth rates. *Copeia*, 1999(2):495-500, 1999.
- ⁴⁵ PRINGLE, C. M.; BLAKE, G. A.; COVICH, A. P.; BUZBY, K. M. & FINLEY, A. Effects of omnivorous shrimp in a montane tropical stream: sediment removal, disturbance of sessile invertebrates and enhancement of understory algal resources. *Oecologia*, v. 93, p. 1-11, 1993.
- ⁴⁶ FLECKER, A. S. Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. *Ecology*, v. 77, p. 1.845-1.854, 1996.
- ⁴⁷ POWER, M. E. *Op. cit.*
FLECKER, A. S. *Op. cit.*
- ⁴⁸ POWER, M. E. *Op. cit.*
- ⁴⁹ FLECKER, A. S. *Op. cit.*
- ⁵⁰ PRINGLE, C. M.; BLAKE, G. A.; COVICH, A. P.;

mos capazes de criar, modificar ou manter habitats através de modificações no estado físico de materiais bióticos e abióticos, modulando direta ou indiretamente a disponibilidade de recursos para outras espécies. Muitas vezes, porém, pode ser difícil separar essas interações não-tróficas de interações tróficas, uma vez que ambas sempre co-ocorrem.

Apesar da pouca atenção dispensada a tais grupos de organismos em ambientes lóticos, recentes estudos têm demonstrado que a modificação de habitats por organismos engenheiros é um dos principais mecanismos estruturadores das comunidades bênticas³⁸ nesses ecossistemas. Os mecanismos pelos quais os organismos engenheiros atuam na estruturação dos habitats são diversos, como bioturbação³⁹, bioconsolidação⁴⁰, criação de habitats ou processamento de matéria orgânica particulada⁴¹.

Organismos que forrageiam no ambiente bêntico são importantes fontes de bioturbação, reduzindo o acúmulo de sedimentos através da ingestão ou através do deslocamento de sedimento durante a procura por outra fonte de alimento, como perifíton ou insetos.⁴² Efeitos desses organismos sobre a estrutura e produtividade de ecossistemas lóticos têm sido documentados para vários grupos, como insetos⁴³, imaturos de anfíbios⁴⁴, camarões⁴⁵ ou peixes⁴⁶.

Em riachos tropicais na Venezuela e Panamá, peixes raspadores são importantes fontes de remoção de sedimento, modificando a estrutura de habitats e a disponibilidade de recursos e desempenhando papel central na estruturação das comunidades em tais ambientes.⁴⁷ Assim, Power⁴⁸ demonstrou que, dependendo da densidade de peixes raspadores, os mesmos podem facilitar ou inibir o desenvolvimento de algas perifíticas devido aos efeitos da bioturbação. No estudo de Flecker⁴⁹, os tratamentos experimentais em que o peixe detritívoro *Prochilodus mariae* foi excluído, mostraram aumento significativo na quantidade de sedimentos depositados sobre seixos no leito em um riacho na Venezuela, o que provocou mudanças na composição e abundância de algas perifíticas e macroinvertebrados. Já em riachos com baixas densidades de peixes raspadores, camarões⁵⁰ e insetos aquáticos⁵¹ podem alterar a composição de comunidades bênticas através do consumo ou deslocamento de sedimento e de algas.

Como exemplo de bioconsolidação, citam-se os insetos da família Hydropsychidae (Trichoptera)⁵² e moluscos bivalves⁵³, que atuam como organismos engenheiros em ria-

- BUZBY, K. M. & FINLEY, A. *Op. cit.*
- ⁵¹ MOULTON, T. P.; SOUZA, M. L.; SILVEIRA, R. M. L. & KRSULOVIC, F. A. M. *Op. cit.*
- ⁵² CARDINALE, B. J.; GELMANN, E. R. & PALMER, M. A. Net spinning caddisflies as stream ecosystem engineers: the influence of *Hydropsyche* on benthic substrate stability. *Functional Ecology*, v. 18, p. 381-387, 2004.
- ⁵³ ZIMMERMAN, G. F. & SZALAY, F. A. de. Influence of unionid mussels (Mollusca: Unionidae) on sediment stability: an artificial stream study. *Fundamental and Applied Limnology*, v. 168, p. 299-306, 2007.
- ⁵⁴ Diminuindo a mobilização de sedimentos.
- ⁵⁵ CARDINALE, B. J.; GELMANN, E. R. & PALMER, M. A. *Op. cit.*
- ⁵⁶ MOORE, J. W. *Op. cit.*
- ⁵⁷ JONES, C. G.; LAWTON, J. H. & SHACHAK, M. *Op. cit.*
- ⁵⁸ SPOONER, D. E. & VAUGHN, C. C. Context-dependent effects of freshwater mussels on stream benthic communities. *Freshwater Biology*, v. 51, p. 1.016-1.024, 2006.
- ⁵⁹ Fixos ao substrato.
- ⁶⁰ CREED, R. P. Direct and indirect effects of crayfish grazing in a stream community. *Ecology*, v. 75, p. 2.091-2.103, 1994.
- ⁶¹ ALLAN, J. D. & FLECKER, A. S. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience*, v. 43, p. 32-43, 1993.
- ⁶² HEINO, J. *Spatial variation of benthic macroinvertebrate biodiversity in boreal streams: biogeographic context and conservation implications*. Jyväskylä, University of Jyväskylä, Finland, 2002. 50 p. (Tese)
- ⁶³ AGOSTINHO, A. A.; THOMAZ, S. M. & GOMES, L. C. Conservation of the biodiversity of Brazil's inland

chos, aumentando a estabilidade de habitats bênticos⁵⁴ durante eventos de aumento de vazão. Sugere-se, portanto, que tais organismos podem exercer importante papel na criação de refúgios espaciais, afetando a resistência das comunidades lóticicas aos distúrbios físicos.⁵⁵

A criação de novos habitats pode ser originada pelas estruturas físicas do próprio organismo engenheiro ou pela criação de novas estruturas físicas que continuarão a modificar o habitat na ausência do organismo engenheiro.⁵⁶ A formação de bancos de macrófitas pode, por exemplo, causar atenuação de luz e diminuir a velocidade da corrente, alterando a disponibilidade de recursos para outros organismos que vivem no mesmo ambiente.⁵⁷ Ainda, moluscos bivalves, além de produzirem conchas que são habitats biogênicos para algas perifíticas e macroinvertebrados, podem alterar a disponibilidade de recursos (algas e matéria orgânica) através da excreção de nutrientes e de biodeposição, facilitando a ocorrência de macroinvertebrados.⁵⁸ Outro estudo demonstrou que, através do consumo da alga filamentosa *Cladophora*, lagostins facilitam a ocorrência de microalgas bênticas e, conseqüentemente, de invertebrados herbívoros sésseis⁵⁹, devido ao aumento da disponibilidade de recursos⁶⁰.

Como demonstrado nos exemplos acima, organismos engenheiros exercem função importante na estruturação de comunidades e em processos ecossistêmicos em ambientes lóticicos, causando grandes impactos nos habitats e nas comunidades em que vivem. Assim, a compreensão dos processos que envolvem esses organismos é fundamental para o entendimento dos mecanismos geradores dos padrões de distribuição e abundância de comunidades em riachos.

Perspectivas e aplicações de estudos de diversidade na conservação de riachos

Riachos e rios estão entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo. Entre as principais causas do declínio da diversidade em ambientes aquáticos estão a degradação e perda de habitats, a poluição orgânica e química, a pesca predatória e a introdução de espécies exóticas.⁶¹ Porém, os padrões de diversidade de organismos lóticicos ainda são pouco conhecidos, impedindo a implementação de programas de monitoramento, restauração e conservação que sejam eficazes.⁶² Da mesma forma, no Brasil, os estudos de diversidade em riachos são ainda incipientes, apesar da enorme diversidade de organismos ali encontrada.⁶³

- waters. *Conservation Biology*, v. 19, p. 646-652, 2005.
- ⁶⁴ LEGENDRE, P.; BOCARD, D. & PERES-NETO, P. R. *Op. cit.*
- ⁶⁵ BOJSEN, B. H. & BARRIGA, R. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuatorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, v. 47, p. 2.246-2.260, 2002.
- GENNER, M. J.; TAYLOR, M. I.; CLEARY, D. F. R.; HAWKINS, S. J.; KNIGHT, M. E. & TURNER, G. F. Beta diversity of rock-restricted cichlid fishes in Lake Malawi: importance of environmental and spatial factors. *Ecography*, v. 27, p. 601-610, 2004.
- ⁶⁶ PASSY, S. I. & BLANCHET, F. G. Algal communities in human-impacted stream ecosystems suffer beta-diversity decline. *Diversity and Distributions*, v. 13, p. 670-679, 2007.
- ⁶⁷ NABOUT, J. C.; NOGUEIRA, I. S.; OLIVEIRA, L. G. & MORAIS, R. R. Phytoplankton diversity (alpha, beta, and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil). *Hydrobiologia*, v. 557, p. 455-461, 2007.
- ⁶⁸ SANTOS, A. M. & THOMAZ, S. M. Aquatic macrophytes diversity in lagoons of a tropical floodplain: The role of connectivity and water level. *Austral Ecology*, v. 32, p. 177-190, 2007.
- ⁶⁹ JOHNSON, R. K.; GOEDKOOP, W. & SANDIN, L. Spatial scale and ecological relationships between the macroinvertebrates community of stony habitats of streams and lakes. *Freshwater Biology*, v. 49, p. 1.179-1.194, 2004.
- FELD, C. K. & HERING, D. Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales. *Freshwater Biology*, v. 52, p. 1.380-1.399, 2007.

Compreender os processos pelos quais a diversidade é criada e mantida, é essencial para a conservação da biodiversidade e para o adequado manejo dos ecossistemas.⁶⁴ O sucesso de projetos de conservação e/ou restauração da diversidade biológica em riachos passa por estudos que avaliam a importância da heterogeneidade ambiental e de distintas escalas espaciais na criação e manutenção da diversidade. Por exemplo, uma pergunta tradicional feita em estudos de Biologia da Conservação é “Qual a melhor maneira para conservar a diversidade?”. A questão pode ser respondida com o auxílio do método de partição aditiva, que facilita a identificação das escalas em que estratégias de conservação serão mais eficientes. Tal método foi aplicado em inúmeras análises envolvendo comunidades de peixes⁶⁵, algas perifíticas⁶⁶, fitoplâncton⁶⁷, macrófitas aquáticas⁶⁸ e macroinvertebrados⁶⁹, com objetivos que convergem para a compreensão dos processos de criação e manutenção da diversidade biológica visando a conservação da biodiversidade. Um bom exemplo da aplicação dessa abordagem em biologia da conservação é o estudo de Erös⁷⁰ com comunidades de peixes e introdução de espécies exóticas. O autor utilizou a partição aditiva como ferramenta de compreensão dos padrões da comunidade e verificou que a introdução das espécies exóticas influencia a diversidade de peixes em diferentes escalas espaciais, de modo que o método pode ser empregado como indicador da biodiversidade em escala regional. Por outro lado, Ligeiro *et al.*⁷¹, ao investigarem a diversidade de macroinvertebrados em diferentes escalas espaciais, observaram que coletas intensivas em muitas corredeiras e trechos dentro de um mesmo riacho não resultam em levantamento eficiente da diversidade de organismos de uma bacia hidrográfica. Os autores concluíram que inventários da diversidade devem priorizar coletas em diferentes microhabitats (tipos de substratos) dentro de um riacho e em diferentes riachos dentro de uma bacia hidrográfica.

Outras pesquisas de diversidade que podem ter aplicações em questões relacionadas à conservação tratam da importância da heterogeneidade ambiental. Melo⁷² estudou riachos na Mata Atlântica e observou comunidades de macroinvertebrados distintas em riachos localizados na mesma bacia hidrográfica, mas que diferiam em tamanho. Segundo o autor, os resultados demonstram que para uma eficaz conservação de ambientes lóticos são necessárias estratégias de conservação que englobem toda a bacia hidrográfica. Brown⁷³

- ⁷⁰ ERÖS, T. Partitioning the diversity of riverine fish: the roles of habitat types and non-native species. *Freshwater Biology*, v. 52, p. 1.400-1.415, 2007.
- ⁷¹ LIGEIRO, R.; MELO, A. S. & CALLISTO, M. Spatial scale and the diversity of macroinvertebrate in a Neotropical catchment. *Freshwater Biology*, v. 55, p. 424-435, 2010.
- ⁷² MELO, A. S. *Op. cit.*
- ⁷³ BROWN, B. L. *Op. cit.*
- ⁷⁴ HEINO, J. *Op. cit.*

Agradecimentos a Albano Schwarzbold e Márlon de Castro Vasconcelos pelas sugestões. À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa concedida à primeira autora.

Fabiana Schneck é graduada em Ciências Biológicas e doutoranda em Ecologia na Universidade Federal do Rio Grande do Sul (RS).

fabiana.schneck@gmail.com

Luiz Ubiratan Hepp é graduado em Ciências Biológicas, doutor em Ecologia e professor do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões – Campus de Erechim, RS.

lhepp@uri.com.br

demonstrou, por sua vez, que o aumento da heterogeneidade de substratos em um riacho afetou positivamente a riqueza de macroinvertebrados. Com a crescente homogeneização de ambientes aquáticos por atividades antrópicas (por exemplo, regulação de fluxo, assoreamento de margens), o autor sugere que a maximização da heterogeneidade espacial pode ser uma estratégia de restauração eficiente quando o objetivo é aumentar a diversidade em comunidades lóticicas.

Um importante viés nos estudos de diversidade de ambientes de água doce (e também terrestres) é o foco em grupos taxonômicos específicos, especialmente organismos maiores e com maior apelo junto à sociedade, como peixes, cujos padrões de diversidade são relativamente bem conhecidos. Por outro lado, os padrões de diversidade de muitos grupos de organismos, como algas, briófitas e invertebrados, permanecem não elucidados. É importante mencionar que tais grupos de organismos são responsáveis pela maior parte da diversidade de riachos e exercem papéis fundamentais no funcionamento desses ecossistemas. Diretamente relacionado a esse viés taxonômico está o fato de riachos de cabeceira receberem menor atenção em estudos de diversidade que grandes rios, apesar de abrigarem comunidades únicas e diversas.⁷⁴

As informações resultantes de estudos de diversidade são essenciais para a compreensão das relações entre os padrões e processos que afetam a diversidade de organismos em riachos e para a identificação de ameaças à sua manutenção. Assim, estudos que abranjam desde inventários até os mecanismos geradores dos padrões de diversidade para os mais diversos grupos de organismos são desafios importantes e urgentes para os próximos anos, tanto no Brasil como em todo o mundo.

BIOTÉCNICAS NO MANEJO DE CURSOS DE ÁGUA

Miguel Antão Durlo
Delmar Antonio Bressan
Fabrcio Jaques Sutili

O manejo dos recursos hídricos é reconhecidamente um problema complexo. A complexidade tem início na irregularidade espacial e temporal das precipitações, permeia as diferentes condições de armazenamento e escoamento da água, passa por problemas decorrentes de sua captação, tratamento, distribuição e uso, e alcança questões relativas aos efluentes. Os numerosos processos envolvidos e suas correlações variam ainda com o tempo, englobando, de forma dinâmica, aspectos ecológicos, econômicos e sociais. A compreensão de tal complexidade pressupõe a abordagem dos problemas sob o prisma de diversas áreas de conhecimento. As considerações que se seguem, entretanto, restringem-se a aspectos do armazenamento da água no solo e do escoamento por cursos naturais. A prevenção e a correção dos problemas ligados a esses aspectos dependem de ações nos próprios locais de ocorrência e, por vezes, em toda a bacia hidrográfica, podendo compreender ações educativas, medidas vegetativas e obras de engenharia. A combinação das duas últimas ferramentas constitui um campo de trabalho em franco desenvolvimento, conhecido como Bioengenharia ou Engenharia Natural, cuja característica básica reside no uso de vegetais vivos com finalidade estrutural, por vezes combinados com material inerte, com vistas ao manejo de cursos de água.

O problema

O armazenamento de água no solo e o seu escoamento por meio de ravinas, córregos e rios podem representar um grave problema para o ambiente e para a sociedade, em muitos locais. Em regiões de baixa pluviosidade, o armazenamento hídrico torna-se um fator limitante à ocupação humana. Por outro lado, regiões com pluviosidade alta, mesmo que restrita a determinadas estações do ano, vivenciam problemas decorrentes do escoamento das águas: as erosões laminar e em sulcos, os deslizamentos, as corrosões de barrancas (figura 1), por um lado, e as deposições dos materiais erodidos em locais indesejados, por outro. Tais fenômenos, de origem natural, induzidos ou favorecidos pelas ações ou omissões do homem, causam, com frequência, a destruição de bens e propriedades e, não raro, a perda de vidas humanas.



Figura 1: Margem do Rio Soturno (Faxinal do Soturno, Rio Grande do Sul, RS) após enchente. Observação: a margem original correspondia à posição da touceira de taquara, agora no centro do curso. Essa situação causa turbilhonamento e desvios do fluxo, nos períodos mais chuvosos, destruindo a margem esquerda e depositando materiais na margem direita. Fotografia: Miguel Durlo

A água encontra-se mais facilmente disponível para o homem em sua forma líquida, quando estocada em reservatórios naturais ou escoando por córregos e rios. É destes locais que é captada, armazenada em reservatórios naturais ou artificiais e conduzida para irrigação, uso em diversos processos industriais, geração de energia e abastecimento

humano e animal. A qualidade e quantidade de água consumida dependem do uso previsto, ficando, portanto, sob influência de diversos fatores. Na agricultura, por exemplo, a necessidade de água para irrigação de lavouras restringe-se a certos períodos do ano e são relativamente baixas as exigências de qualidade. Em contraposição, para o abastecimento humano, em uma cidade, por exemplo, a quantidade consumida é quase constante ao longo do ano, sendo grande a exigência de qualidade. Independente do uso, entretanto, a água precisa estar disponível quando dela se necessita. Embora os reservatórios naturais ou artificiais na superfície sejam os mais evidentes, o principal responsável pelo fluxo constante nos cursos de água é o solo. Assim, a manutenção da produção de água pressupõe que a mesma esteja armazenada temporariamente no solo, de onde escoar para os aquíferos.

O armazenamento e o escoamento, mesmo que a água seja proveniente de uma ou de poucas vertentes subterrâneas, não são fenômenos constantes e estáticos, mas processos dinâmicos. Tal dinamismo é dependente do comportamento da precipitação, das propriedades superficiais da área (comprimento da encosta, declividade, rugosidade e cobertura vegetal) e das características intrínsecas do terreno. Como não existe tecnologia suficiente para modificar as características da precipitação sobre grandes áreas a custos aceitáveis, resta para o manejo dos cursos de água modificar as propriedades da superfície terrestre e do solo, ou seja, modificar o armazenamento, velocidade e forma do escoamento. Contudo, algumas características superficiais, como altitude, inclinação geral e exposição, não podem ser facilmente modificadas, ao passo que outras, como o micro relevo e a cobertura vegetal, podem ser alteradas com relativa facilidade.

A utilização que se dá a determinada superfície, considerando especialmente a cobertura vegetal usada e seu respectivo manejo, além de objetivar a obtenção de produtos rurais específicos, pode ser encarada como técnica biológica de armazenamento e controle do comportamento da água. Cada tipo de trabalho desenvolvido em determinada área e sua cobertura vegetal proporciona um comportamento hídrico particular, tanto na superfície quanto nas partes mais profundas do solo, diferente daquele que poderia ser observado na mesma área sob outra forma de uso. Neste sentido, é reconhecido o papel desempenhado pelas florestas, responsáveis pelo efeito da interceptação temporária da chuva nas copas, pelo aumento da evapotranspiração, pela

capacidade de armazenamento de umidade na serapilheira e melhora significativa da capacidade de infiltração da água.

O escoamento das águas de uma determinada área ocorre inicialmente de forma laminar, depois em pequenas ravinas e córregos, para enfim ser levado adiante por meio dos rios. Nesse percurso, o fluxo pode ocasionar erosão e assoreamento tanto no próprio leito, como em áreas adjacentes de cultivo e de edificações. O comportamento de um córrego qualquer depende de *fatores físicos*, como tamanho, forma, declividade e cobertura vegetal de sua bacia de captação, fisiografia fluvial, incluindo a configuração da rede de drenagem, o tipo de canal e os perfis longitudinal e transversal. Depende também de *fatores meteorológicos* – como quantidade, intensidade, duração e direção das precipitações – e, ainda, de *fatores edáficos* – como tipo, profundidade e teor de umidade atual do solo. Interagindo com tais fatores, aparecem as várias interferências antrópicas executadas no passado e as ações praticadas no presente. Considerando esse grande número de variáveis e suas interações, os trabalhos para correção e estabilização de cursos de água geralmente são muito complexos. A solução definitiva de um problema comum, por exemplo, a erosão marginal em um pequeno trecho, além de medidas corretivas e estabilizadoras no local, muitas vezes requer intervenções em outros pontos do leito, em parte ou até mesmo em toda a bacia de recepção. A integração de conhecimentos de várias áreas específicas da ciência, requerida para a máxima efetividade do tratamento de cursos de água, por si só já representa uma dificuldade e pode resultar em custos elevados que inviabilizam a execução dos trabalhos necessários. Assim, quando existem problemas de manejo de cursos de água, a busca de soluções simples, mas baseadas em experiências e com expectativas de eficiência, mesmo que contando apenas com os meios de que se dispõem no momento, é, por certo, melhor do que nada fazer.

Princípios do manejo de cursos de água

A recuperação de cursos de água pelos métodos preconizados pela engenharia natural, também conhecida como bioengenharia ou bioengenharia de solos, tem como princípio básico o mínimo de intervenção no ambiente fluvial. Para isso, deve-se evitar a eliminação de curvas, de poços, de corredeiras e áreas com águas mais calmas ou com redemoinhos. Por conseguinte, no planejamento das ações, não se pode prever a retificação exagerada do canal e desaconsel-

lha-se a uniformização da velocidade da água, da largura do perfil transversal e da inclinação dos taludes marginais. De outra parte, a engenharia natural aconselha o uso de materiais inertes naturais oriundos, sempre que possível, das proximidades dos locais em tratamento, como blocos de pedra e madeira, além de recomendar fortemente o uso de vegetação viva diversificada, como elementos estruturais e de proteção marginal. O emprego de várias espécies vegetais decorre das características variadas da área de implantação: trata-se de realizar plantios em taludes fluviais, que sempre apresentam gradiente de umidade decrescente de baixo para cima, tornando-se um fator de seleção das espécies que podem viver nas diferentes faixas de umidade.

Para entender os princípios técnicos adotados no controle de cursos de água, é interessante conhecer os conceitos de *velocidade limite de transporte* e de *perfil de compensação*. Em consequência da desagregação das rochas da bacia de captação e da erosão do fundo e das margens do canal de condução de um córrego, por exemplo, acumulam-se no leito materiais de diversas dimensões. Quando sobrevém uma cheia de grande proporções, muitos materiais podem entrar em movimento, dependendo de sua granulometria, forma e peso específico. Isto se deve ao fato de que a água em determinada velocidade, ao se chocar com um sólido apoiado no fundo do leito, exerce forças dinâmicas na face de montante, nas laterais e na face de jusante do mesmo. Tendo em vista que o corpo apoiado no fundo do leito possui peso e coeficiente de atrito que oferecem resistência à movimentação, para cada sólido existe certa velocidade da água, que o faz sair de seu estado de repouso e entrar em movimento. Esta é a *velocidade limite de transporte* para o sólido considerado. Devido a esse fato, sólidos de pequenas dimensões, de baixo peso específico e de forma arredondada entram em movimento mais facilmente, isto é, têm velocidade limite de transporte mais baixa do que os sólidos maiores, mais densos e angulosos.

A estabilidade dos materiais em um curso de água depende, por um lado, de um conjunto de características intrínsecas do material em questão – forma, dimensão, peso específico e coeficiente de atrito – variáveis que podem, dentro de determinados limites, ser utilizadas com vistas à estabilização. É possível modificar a forma, a dimensão e o coeficiente de atrito dos materiais que compõem as margens e leito dos cursos de água, pelo emprego de peças de dimensões específicas ou pela união de diversos materiais, de forma a obrigá-los ao trabalho solidário.

Por outro lado, a velocidade da água depende fundamentalmente da inclinação do perfil longitudinal do leito. Assim, quanto maior a inclinação do leito, tanto maior será a velocidade da água e materiais cada vez maiores terão alcançada sua velocidade limite de transporte. Dessa constatação surge o conceito de *perfil de compensação*, que significa a declividade do fundo do leito ao qual corresponde o estado de equilíbrio

Um curso de água com características torrenciais gera constante escavação do seu leito ou de suas margens. Para alcançar a estabilização, há necessidade de reduzir a velocidade atual até a velocidade limite de transporte (de materiais de determinada granulometria), o que pode ser conseguido pela diminuição da declividade, por meio de uma obra transversal, por exemplo. O menor poder de arraste da água proporciona, então, a deposição dos materiais mais pesados. Disso resulta a formação de um aterro a montante da obra, com um ângulo de inclinação menor do que aquele do leito original. A menor declividade favorece o escoamento mais lento da água, ou seja, diminui seu poder de erosão, formando o perfil de compensação, alcançando-se, desse modo, a estabilização.

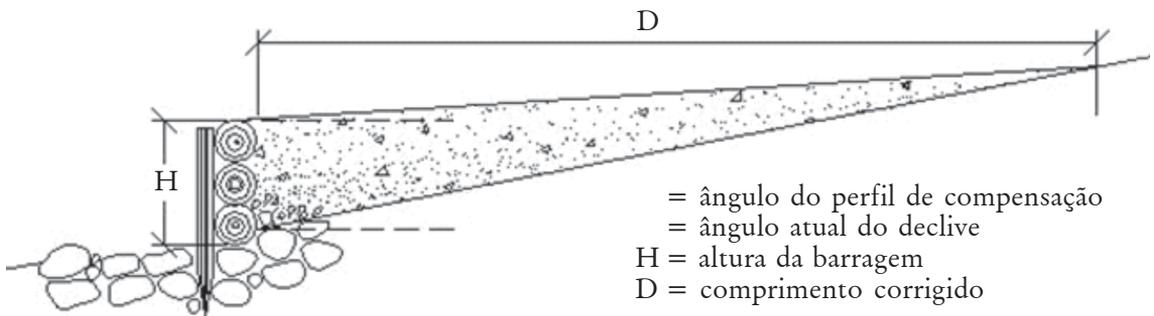


Figura 2: Desenho esquemático do perfil de compensação, em corte longitudinal

Considere-se um trecho de curso de água visto em seu perfil longitudinal com seu leito apresentando uma inclinação α' . Se em algum ponto desse trecho for construído um barramento transversal com troncos, por exemplo, a água ainda pode passar pelos vãos ou sobre o último tronco, mas os materiais sólidos, especialmente os maiores, ficarão retidos a montante do barramento. Com o passar do tempo, forma-se um aterro a montante, que apresenta inclinação (α) menor do que o perfil longitudinal inicial. A diminuição da inclinação do perfil longitudinal significa menor velocidade da água, o que, por sua vez, favorece ainda mais a

deposição de materiais que propiciará a estabilidade a montante da intervenção. Com os dados de α e β , pode-se calcular a altura do barramento para se obter a estabilização de um trecho desejado (D) ou, se a altura (H) da construção é predeterminada, pode-se calcular o comprimento D que será por ela corrigido. Uma série de tais obras simples, quando corretamente dimensionadas e posicionadas, pode corrigir trechos de qualquer comprimento. Cabe ressaltar que esses barramentos são para pequenos cursos de água e devem ser de pequena monta, para não significar impedimento à movimentação dos seres aquáticos. Em períodos de maior vazão, formam-se poços de água a jusante das intervenções; esses locais, em períodos de vazante, são por vezes os únicos que ainda contêm água, servindo para a sobrevivência da fauna aquática, especialmente nos cursos de água de menor expressão.

Com base nos conceitos velocidade limite de transporte e perfil de compensação, e fidelidade aos princípios de intervenção mínima e emprego de vegetação viva como elemento estrutural, foram desenvolvidas várias técnicas biológicas de manejo de cursos de água.

A engenharia natural e o manejo de cursos de água

A engenharia natural, também dita por alguns “construção verde” ou “construção viva”, engloba um conjunto de técnicas de construção e se serve de características biológicas das plantas para a estabilização de encostas naturais ou artificiais de terrenos e margens de cursos de água. Essas técnicas caracterizam-se pelo uso de plantas ou partes destas, como material vivo de construção, desempenhando função estrutural. Sozinhas ou em combinação com materiais inertes, as plantas devem proporcionar estabilidade às áreas em tratamento, ao longo de sua vida.¹

Mesmo com planejamento e trabalho cuidadoso no cultivo da natureza, é impossível evitar que algumas áreas sejam modificadas negativamente, que partes de encostas percam estabilidade e que ocorram erosões, deslizamentos e assoreamentos. Quando isso acontece, podem ser necessárias a recomposição e a estabilização das áreas atingidas. Para tanto, a engenharia natural constitui-se em ferramenta importante, pois, além da solução técnica, normalmente apresenta vantagens econômicas, ecológicas e estéticas quando comparada às construções tradicionais. Dependendo dos objetivos e do tipo de construção, pode-se dar mais ênfase a um ou a outro dos fatores anteriormente citados, o que confere à engenharia natural grande flexibilidade.

¹ SCHIECHTL, H. M. & STERN, R. *Handbuch für naturnahen Wasserbau. Eine Einleitung für ingenieurbiologische Bauweisen*. Österreichischer Agrarverlag, Druck- und Verlagsgesellschaft m. b. H., 1994.

Outro aspecto a ser evidenciado diz respeito ao emprego de técnicas apropriadas do ponto de vista ecológico, que reforçam a moderna visão de tratamento de cursos de água. Nessa nova forma de trabalho, tenta-se evitar construções grandes e pesadas e modificar ao mínimo as condições naturais preexistentes. Em outras palavras, procura-se manter a morfologia e a dinâmica típicas do curso de água. Ao mesmo tempo, buscam-se a implantação, o desenvolvimento, o tratamento e a exploração de vegetação adequada para o lugar, observando a multifuncionalidade do curso de água. No caso da exploração agrícola, florestal ou de qualquer atividade econômica em áreas contíguas aos cursos d'água, deve-se ter sempre em vista a proteção do rio. Ou seja, o cultivo de suas áreas adjacentes pode ser configurado como forma de proporcionar estabilidade aos cursos de água.

Enfim, conforme salientam Begemann & Schiechtel², as obras de bioengenharia não alcançam total efetividade logo após sua implantação. Há que se aguardar a sobrevivência e o desenvolvimento radicial e aéreo das plantas. Nesta fase podem ser necessárias intervenções de reposição vegetal e/ou tratos culturais. Somente após a fase de implantação, cuja duração depende de diversos fatores, é que as obras começam a desempenhar integralmente sua ação corretiva, benéfica e duradoura (porém não infalível ou eterna) sobre o problema que se pretende solucionar.

Ferramentas de bioengenharia

Para fins de simplificação, pode-se agrupar as ferramentas de engenharia natural em dois grupos distintos: o manejo passivo e o manejo ativo. O primeiro grupo compreende as ações que são feitas na bacia hidrográfica ou mesmo nas zonas marginais ou nos taludes fluviais, mas que não implicam modificações diretas na fisiografia e no comportamento hídrico do curso de água. Enquadram-se neste grupo as ações preventivas feitas na bacia hidrográfica, quando se tem conscientemente em vista a melhoria do comportamento hídrico de determinado curso de água. A escolha de culturas, formas de preparo do terreno, confecção de curvas de nível, formação de terraços, muros, manutenção da cobertura morta ou viva ou rotação de culturas, embora não se enquadrem como tratamento de cursos de água propriamente dito, têm grande influência sobre o comportamento dos mesmos.

Como tratamento passivo mais característico, cita-se o isolamento de uma faixa marginal (prevista na Lei 4.771 de 15.09.1965 – Art. 2º) para se obter o cessamento do seu

² BEGEMANN, W. & SCHIECHTL, H. M. *Ingenierbiologie*. Handbuch zum ökologischen Wasser- und Erdbau. 2. neubearbeitete Auflage. Wiesbaden und Berlin: Bauverlag GMBH, 1994.

uso ao longo dos cursos de água. Nos casos em que a faixa de isolamento confrontar com áreas agrícolas, é interessante que esta seja demarcada com estacas ou, no caso de confrontar com áreas de pecuária, com cercas.

A proteção e o incentivo da regeneração natural correspondem a uma prática passiva de manejo, implicando, basicamente, compromisso de não se efetuar roçadas, capinas e queimadas, e também de não se usar herbicidas e similares na faixa protegida pelo isolamento. Exceção a este preceito pode ser concedida quando se quer incentivar maior abundância de espécies com melhores características biotécnicas; nesses casos, admite-se a eliminação de concorrentes, através de coroamento das plantas desejadas ou, quando estas forem suficientemente abundantes, por meio da capina das demais.

Em contraposição ao manejo passivo, o manejo ativo implica ações que modificam (ainda que minimamente) as características físicas e hidrológicas dos cursos de água. O manejo ativo engloba a limpeza dos leitos e a melhoria das características do canal e do leito, pela remodelagem das margens, pela construção de obras transversais e longitudinais e pelo recapeamento vegetal.

Como limpeza, entende-se não a retirada de lixo dos corpos de água – embora isto muitas vezes seja indispensável. Lixo em corpos de água, em princípio, não deveria existir... Limpeza, no sentido técnico do manejo ativo, significa retirada de troncos trazidos pela água, afastamento de grandes pedras que possam interferir no livre fluir das águas e corte (e uso) de árvores de grande porte, quando muito próximas à margem e inclinadas para o centro do leito (eliminação do efeito alavanca).

A melhoria das características do canal e do leito se dá pelas pequenas retificações, pela melhor conformação de curvas (ou mesmo pela eliminação de algumas delas), pela remodelagem (não necessariamente uniforme) do perfil longitudinal e transversal, através da modificação da inclinação do leito e dos taludes fluviais.

As ações antes previstas sempre são acompanhadas do recapeamento vegetal, que não corresponde apenas ao plantio puro e simples de árvores nas margens dos cursos de água, mas também ao emprego de várias técnicas de revegetação correspondentes a cada problema encontrado.³

A colocação adequada de materiais com alta velocidade de limite de transporte, a redução da velocidade da água nas posições onde já ocorreram ou onde existe maior probabilidade de ocorrência de problemas, como nos raios exter-

³ DURLO, M. A. & SUTILI, F. J. *Bioengenharia: Manejo biotécnico de cursos de água*. Porto Alegre: Editora EST, 2005. 189 p.

nos das curvas e nos trechos de maior declividade, bem como o tratamento vegetativo de margens e bacia de captação, compõem a essência da bioengenharia em âmbito fluvial.

O material vegetal empregado precisa preencher alguns requisitos, dependentes de cada situação particular de uso, considerando-se os aspectos ecológicos e fitossociológicos, de reprodução e, fundamentalmente, de aptidão biotécnica. Para a observação dos quesitos ecológicos e fitossociais, dá-se preferência às espécies das comunidades vegetais locais, já adaptadas ao clima e solo da região.

O manejo e a recuperação de cursos de água ganham relevância em sítios extremos, nos quais o tipo de reprodução do material vegetal desempenha papel significativo. Assim, para vegetar certos habitats, torna-se por vezes obrigatório o uso de espécies com reprodução vegetativa em lugar das que só se reproduzem por sementes. Os métodos de cobertura valem-se mais da reprodução generativa da vegetação, ao passo que, para os métodos que visam diretamente à estabilização, é mais interessante o aproveitamento da reprodução vegetativa.

As plantas selecionadas e utilizadas na recuperação e manejo dos cursos de água precisam não apenas sobreviver às condições adversas, mas ainda resolver o problema técnico existente, isto é, ter aptidão biotécnica. Para combater a erosão, por exemplo, a escolha deve recair sobre plantas que resistam à exposição das raízes e que exerçam a fixação do solo por meio de sistema radicial profundo, denso e resistente. Para reter o transporte e posterior deposição prejudicial de materiais erodidos, são melhores as plantas que resistam ao aterramento parcial, ao apedrejamento provindo de partes superiores das encostas, e que sejam capazes de rebrotar após danos mecânicos, conseguindo reter e fixar o solo que recebem. Para aumentar ou diminuir a água do solo, escolhem-se plantas que apresentam baixa ou alta taxa de evapotranspiração e que possuam crescimento lento ou rápido, segundo o objetivo previsto. Para proporcionar cobertura física dos taludes marginais durante as enchentes, são preferíveis as espécies que conseguem se flexionar sobre as margens.⁴

Sempre que possível, deve-se priorizar espécies que, juntamente com a proteção ou recuperação, proporcionem algum rendimento econômico pela produção de madeira, frutos ou outros produtos.

Na combinação de plantas com materiais inertes, dá-se preferência àqueles mais baratos e mais facilmente encontráveis nas proximidades, como madeira e pedras.

⁴ DENARDI, L. *Anatomia e flexibilidade do caule de quatro espécies lenhosas para o manejo biotécnico de cursos de água*. Tese de doutorado. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2007. 111 p.

Métodos de trabalho

Para os tratamentos de superfícies em terrenos à margem de cursos de água, empregam-se os métodos de cobertura e os construtivos. Entretanto, antes de se iniciar os trabalhos vegetativos, deve-se preparar convenientemente a área eliminando as causas diretas de eventuais desmoronamentos e erosões, isto é, fazendo-se a limpeza (figura 3, esquerda) do curso de água e a remodelagem dos taludes (figura 3, direita).



Figura 3: Touceiras de taquaras impedindo o livre fluxo da água no Arroio Guar-Mor, Faxinal do Soturno, RS (esquerda). Trecho de talude fluvial remodelado no Rio Mello, Faxinal do Soturno, RS (direita). Fotografias: Fabrício Sutili

Pode ainda ser adequado impedir a infiltração indesejável da água, ou o escoamento superficial, construindo-se canais, ou mesmo pequenas obras longitudinais e transversais. Também se podem fazer necessários pequenos cortes e aterros, construção de pequenos muros rudimentares e entupimento de valas.

Os métodos de cobertura objetivam, prioritariamente, a proteção do solo contra a erosão laminar. Seu emprego principal dá-se em encostas desnudadas artificialmente, como ocorre com frequência nas construções prediais e de estradas e nos trabalhos de remodelagem das barrancas. Neste grupo de métodos incluem-se a hidrossemeadura, a semeadura sob camada de palha e o revestimento total ou parcial com leivas.

Para o controle direto de cursos de água, as biotécnicas empregadas podem ser divididas em obras longitudinais, obras transversais e tratamentos de superfície. Enquanto as duas primeiras são empregadas nas margens e diretamente

dentro do leito, os tratamentos de superfície são usados também na bacia de captação, com vistas a aumentar a infiltração, o armazenamento e o escoamento mais lento e não danoso da água.

Exemplos de obras longitudinais são os revestimentos total e parcial das margens. O objetivo, neste caso, é eliminar a corrosão das barrancas pelo emprego de materiais com velocidade limite de transporte superior à velocidade máxima esperada para a água no local. Na ausência de materiais de grandes dimensões, pode ser necessário construir estruturas que abriguem os materiais menores, forçando-os ao trabalho solidário. É o caso das paredes vegetadas de madeira (“Paredes Krainer”), (figura 4) das trancas vivas (figura 8, superiores), dos cilindros inertes ou vivos (figura 8, inferiores) e dos gabiões (figura 9). Na escolha dos materiais, deve-se dar preferência àqueles oriundos do próprio leito, ou das proximidades do local de tratamento.



Figura 4: Revestimento da margem com material inerte (madeira) e vegetação: “Parede Krainer” simples. Esquerda: em construção. Direita: após 30 dias. Arroio Guarda-Mor, Faxinal do Soturno, RS. Fotografia: Fabrício Sutili

Obras transversais são, em termos gerais, obstáculos colocados em posição perpendicular ao fluxo da água, com o objetivo de impedir a escavação do fundo e das laterais do leito, através da redução da declividade e, conseqüentemente, da velocidade da água, mediante a formação do perfil de compensação. Na dependência dos objetivos mais específicos, empregam-se as râmprolas (figura 5), os cintos basais simples (figura 6, esquerda), os cintos basais com desnível, as soleiras e as barragens de consolidação e/ou retenção (figura 6, direita).



Figura 5: Râmprolas de pedras (vegetadas com sementes e estacas) para direcionar o fluxo de água para o centro e evitar a corrosão marginal. Esquerda: logo após construção. Direita: após dois meses. Fotografia: R. Sotir Marietta, Georgia U.S.A.

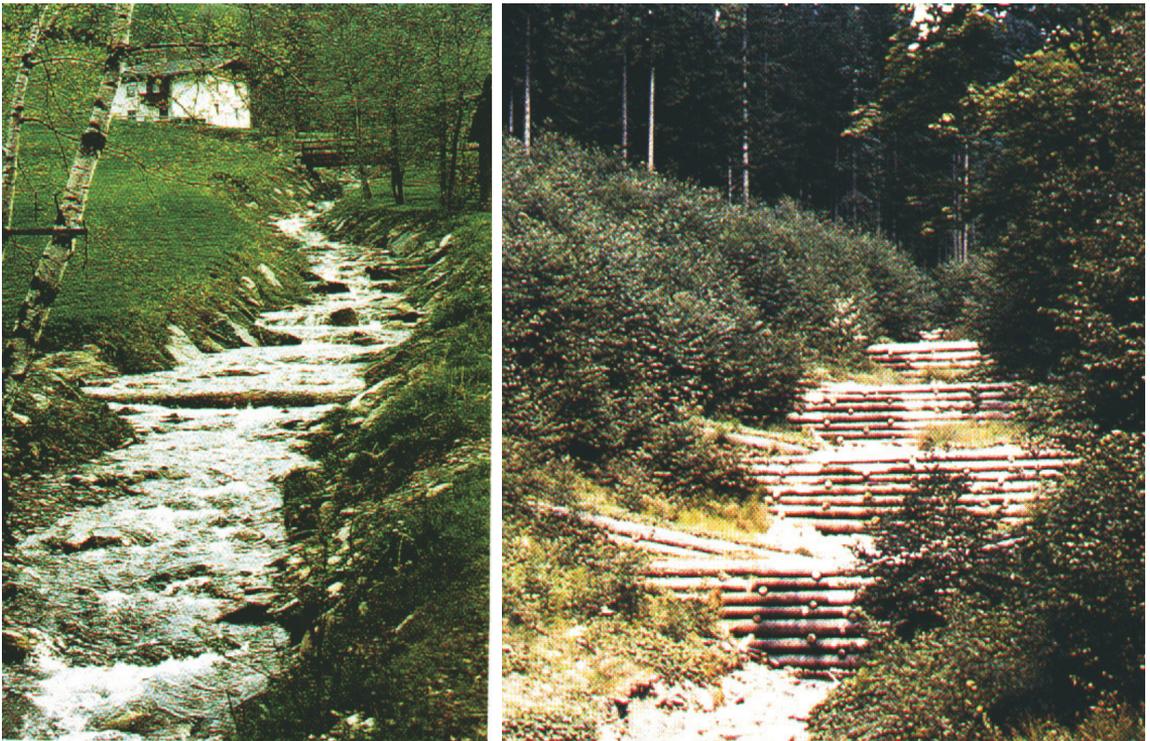


Figura 6: Cinto basal simples e margens reforçadas com pedras de grande velocidade limite de transporte (esquerda). Fotografia: Hansjörg Hufnagl; barragens de consolidação e taludes revegetados com arbustos densos e flexíveis (direita). Fotografia: Hubert Flachberger

Os métodos que visam diretamente a estabilização tendem a ser mais caros que os métodos de cobertura, o que restringe o seu emprego aos casos em que os primeiros não são suficientes. Não visam a cobertura imediata de todo o terreno, restringindo-se a linhas ou pequenas áreas. Neste grupo se enquadram as cercas de arbustos e a esteira viva (figura 7), a trança viva (figura 8, superior) e o cilindro vivo (figura 8, inferior).



Figura 7: Esteira viva em construção e após dois meses. Rio Mello, Faxinal do Soturno, RS. Fotografia: Fabrício Sutili

Encostas muito declivosas e/ou instáveis podem requerer a confecção de muros de madeira, de pedra, de restos vegetais ou de gabiões (figura 9). Em qualquer das situações, os muros são providos de terra fértil e sementes ou varas com poder vegetativo. Conseguem-se assim, com o passar do tempo, a formação de pequenos patamares que, com a germinação ou brotação do material vegetal, produzirão, em conjunto, a proteção da encosta ou talude fluvial.

É importante ressaltar, como pode ser verificado nas figuras anteriores, que os métodos de trabalho em bioengenharia não se restringem apenas ao plantio de árvores ou de outro tipo de vegetação qualquer nas margens dos cursos de água. Não se trata, pois, da simples recuperação das matas ciliares. Mais do que isso, a engenharia natural está preocupada em dar estabilidade às áreas marginais e taludes fluviais. Embora tenha na vegetação sua maior aliada, as ações de limpeza, remodelagem e reforço físico dos taludes com materiais inertes são tidas como igualmente importantes. Somente a boa combinação entre os materiais inertes e a vegetação viva poderá assegurar a estabilidade e longevidade das intervenções.

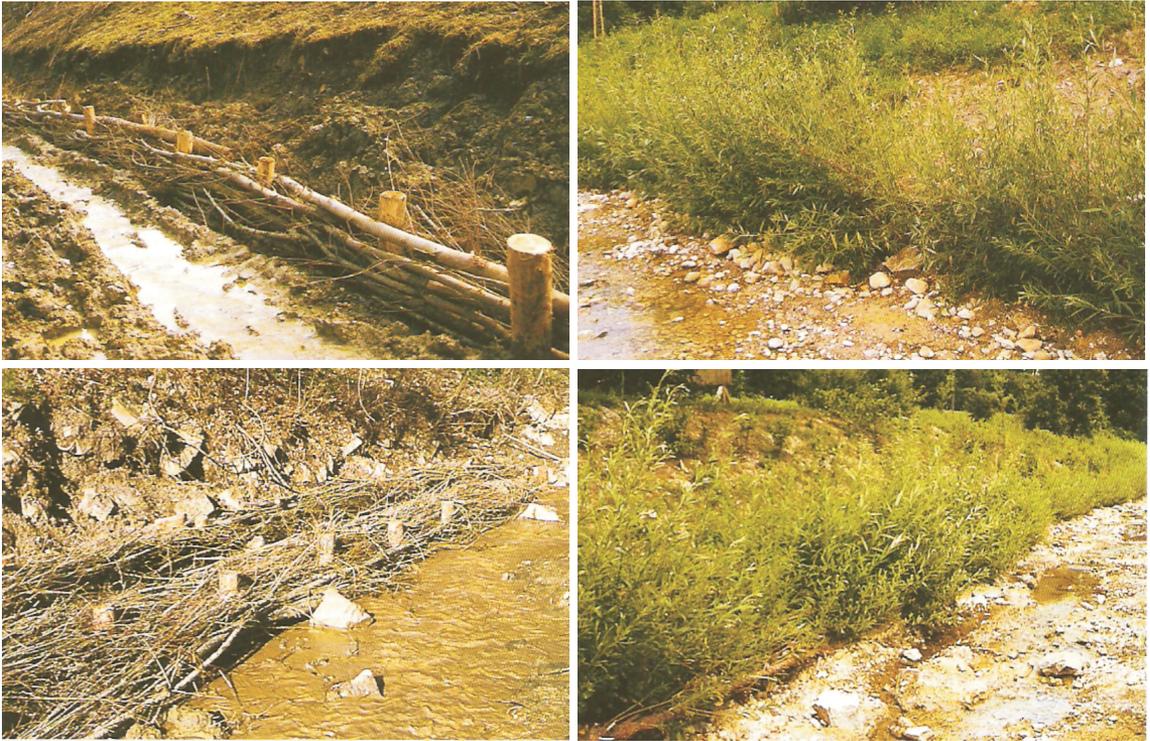


Figura 8: Acima: Trança viva após construção (esquerda) e após 4 meses (direita). Abaixo: Cilindros vivos após construção (esquerda) e após 4 meses (direita). Fonte: Florineth, F.⁵



Figura 9: Gabiões sendo recobertos pela vegetação no arroio Cadena, Santa Maria, RS. Fotografia: Alexandre Dal Forno Mastella

Potencial biotécnico de plantas nativas da região central do Rio Grande do Sul

⁵ FLORINETH, F. *Pflanzen satatt Beton*. Handbuch zur Ingenieurbiologie und Vegetationstechnik. Berlin-Hannover: Patzer Verlag, 2004. 272 p.

⁶ DURLO, M. A. Biotécnicas no Manejo de Cursos de Água. *Ciência & Ambiente*, 21, p. 81-90, julho-dezembro 2000.

⁷ DURLO, M. A. *Op. cit.*

⁸ DURLO, M. A. & SUTILI, F. J. *Op. cit.*

Há dez anos, em artigo semelhante a este, intitulado “Biotécnicas no Manejo de Cursos de Água”⁶, discorreu-se sobre as “perspectivas da Engenharia Natural”, salientando-se que a área estava despertando o interesse de diversos acadêmicos. Passados dez anos é, pois, conveniente que se mostrem os resultados até o presente momento.

Em primeiro lugar, deve-se afirmar que o assunto passou a ser o foco principal das aulas de manejo de bacias hidrográficas na Universidade Federal de Santa Maria. Saiu-se da explanação genérica e do discurso quase inócuo sobre a necessidade de coordenação e integração de ações em uma bacia hidrográfica, para uma visão menos holística, mas muito mais concreta e de aplicação prática. Identificou-se e passou-se a abordar o principal problema da maioria de nossas bacias hidrográficas: justamente as margens dos cursos de água. A questão básica tornou-se a seguinte: posto que o modelo apregoadado de “recomposição das matas ciliares” não apresentava resultados práticos, o que poderia fazer a Academia para reverter este quadro? Como salientado no artigo de 2000⁷, apenas os slogans bem intencionados não bastam. Há que se fornecer aos interessados informações técnicas aplicáveis. Nesse intuito, partiu-se para a pesquisa do ponto mais básico da Engenharia Natural: conhecer as características biotécnicas de nossas espécies nativas. As exigências que se fazem para que uma espécie possa ser classificada como valiosa para a Engenharia Natural são muitas, porém variadas em função das condições locais de emprego, do objetivo da intervenção e dos métodos utilizados. A espécie precisa, em certos casos, suportar longos tempos de submersão, resistir à exposição das raízes, ser muito flexível, ter sistema radicial denso, longo e resistente, ou ainda deve apresentar simultaneamente várias destas características desejáveis, e assim por diante.

Dessa percepção surgiram diversos estudos, desenvolvidos por acadêmicos de graduação, mestrado e doutorado do curso de Engenharia Florestal, dos quais já se pode depreender uma série de conhecimentos básicos antes inexistentes. Tem-se agora um cadastro⁸ de espécies que, por uma ou mais características, podem ser empregadas em trabalhos de bioengenharia, dentre elas: *Calliandra brevipes* Benth., *Phyllanthus sellowianus* Müll. Arg. *Pouteria salicifolia* (Spreng.) Radlk., *Salix humboldtiana* Willd.,

Sebastiania schottiana (Müll. Arg.) Müll. Arg., *Terminalia australis* Camb., *Salix x rubens*.

As plantas selecionadas e testadas são de ocorrência conspícua na maioria dos cursos de água do Rio Grande do Sul e, por uma ou mais razões, mostraram-se aptas ao uso em Engenharia Natural.

Características biotécnicas como a capacidade de brotação e enraizamento foram pesquisadas pelos estudantes austríacos Plunger & Altreiter⁹, em canteiro experimental padrão¹⁰ e posteriormente confirmadas e complementadas por Vargas¹¹, Monteiro¹² e pelas também acadêmicas austríacas Aschbacher & Müller¹³. Versaram ainda sobre o tema bioengenharia, a dissertação de Sutili¹⁴ e as teses de Sutili¹⁵ e Denardi¹⁶.

A partir desses trabalhos surgiram publicações que introduzem novos conhecimentos e popularizam a Engenharia Natural. Dentre as espécies citadas anteriormente, cabe destacar *Phyllanthus sellowianus*. Embora não tão frequente quanto *Sebastiania schottiana*, *P. sellowianus* mostra-se extremamente valiosa para a bioengenharia. Sua capacidade de brotação e enraizamento foi evidenciada por todos os autores. Além disto, Denardi¹⁷ observou que, dentre as quatro espécies por ele estudadas, *P. sellowianus* foi a que apresentou maior flexibilidade do caule, predicado de muito valor para emprego em cursos de água com grande velocidade de fluxo. Outras propriedades importantes da espécie são seu porte arbustivo, seu hábito de crescer inclinado (deitado) sobre as margens, a não procura por formigas e sua capacidade de brotar com facilidade, após a quebra de seus ramos ou decepa rente ao solo.

Como segunda espécie em ordem de importância, pode-se colocar *Salix humboldtiana*. Frequente nas margens dos rios, tem capacidade de enraizamento e brotação superior a *P. sellowianus*. Sua fragilidade reside no fato de alcançar grande porte, não sendo, portanto, indicada sem restrições para os taludes fluviais propriamente ditos. Seu emprego deve ficar, de preferência, afastado das margens, na região do leito maior ou maior excepcional¹⁸.

Para seu plantio nos taludes marginais é necessário que as plantas sejam mantidas com porte arbustivo através de decepas frequentes, rente ao solo. *S. humboldtiana* suporta bem as podas drásticas e, enquanto as brotações são relativamente finas (menor que 7-8cm), apresenta boa flexibilidade. Como diâmetros ao redor de 8cm são rapidamente alcançados pelo excepcional crescimento da brotação, os trabalhos de decepa podem tornar-se frequentes e caros.

⁹ PLUNGER, K. & ALTREITER, W. *Ingenieurbioologische Maßnahmen am Rio Guarda-Mor in Südbrasilien* – Untersuchung der biologisch-technischen Eigenschaften von Ufergehölzen. Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur Wien. Viena, Áustria, 2004. 164 p.

¹⁰ DURLO, M. A. & SUTILI, F. J. *Op. cit.*

¹¹ VARGAS, C. O. *Características biotécnicas de Phyllanthus sellowianus Müll. Arg., Salix x rubens Schrank e Sebastiania schottiana (Müll. Arg.) Müll. Arg.*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2007. 84 p.

¹² MONTEIRO, J. S. *Influência do ângulo de plantio na propagação vegetativa de espécies utilizadas em Engenharia Natural*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2009. 109 p.

¹³ ASCHBACHER, M. & MÜLLER, B. *Optimierung des Steckholzwachstums am Beispiel von Salix humboldtiana und Phyllanthus sellowianus in Südbrasilien*. Diplomarbeit. Universität für Bodenkultur Wien. Viena, Áustria. 2009. 171 p.

¹⁴ SUTILI, F. J. *Manejo biotécnico do arroio Guarda-Mor: Princípios, processos e práticas*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria 2004. 115 p.

¹⁵ SUTILI, F. J. *Ingenieurbioologie an Fließgewässern in Südbrasilien: Geeignete Pflanzen, ihre biologisch-technischen Eigenschaften und Anwendung in der Praxis*. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades an der Universität für Bodenkultur Wien. Viena, Áustria. 2007. 94 p.

¹⁶ DENARDI, L. *Op. cit.*

¹⁷ DENARDI, L. *Op. cit.*

¹⁸ DURLO, M. A. & SUTILI, F. J. *Op. cit.*

Sebastiania schottiana é a espécie mais frequente nos cursos de água do Rio Grande do Sul. Não chega a apresentar brotação e enraizamento tão abundantes quanto as anteriores, porém sua presença numerosa nas margens de cursos de água, agudes e banhados compensa esta fragilidade. De fácil colheita, pode-se usar um grande número de estacas e ramos, obtendo-se, a despeito de sua baixa brotação e enraizamento, a cobertura viva necessária.

Das demais espécies citadas pode-se esperar boa, porém não excepcional, ação biotécnica. Talvez mereça destaque *Calliandra brevipes*, que, no entanto, só pode ser considerada como alternativa viável se for utilizada a partir de mudas produzidas em viveiro. Dada sua abundante frutificação durante o ano, além da facilidade de coleta das sementes, o uso de numerosas plântulas advindas de viveiros parece não constituir problema.

As plantas utilizadas nas margens dos cursos de água muitas vezes precisam resistir a fortes correntezas. Para conhecer a capacidade das plantas de se manterem enraizadas no talude nessas condições, Sutili¹⁹ mediu a resistência ao arranquio de estacas de *Phyllanthus sellowianus*, *Salix humboldtiana*, *Salix x rubens* e *Sebastiania schottiana*, em diferentes datas após seu plantio. Deste trabalho pode-se deprender que, com o tempo, todas as quatro espécies aumentam consideravelmente a resistência ao arranquio, passando de valores inferiores a 0,5kN dois meses após o plantio, para valores superiores a 3,0kN após nove meses. Neste quesito destaca-se nitidamente *Salix x rubens* sobre as demais, que apresentam valores similares.

As técnicas preconizadas pela Engenharia Natural requerem, por vezes, que o material vegetativo seja utilizado na posição horizontal, em outras na vertical ou ainda formando diversos ângulos com o terreno. Monteiro²⁰ concluiu que existe pouca diferença entre a brotação, o enraizamento e a distribuição das raízes em função do ângulo de plantio das três primeiras espécies citadas. Para *P. sellowianus*, *Salix x rubens* e *S. schottiana*, Vargas²¹, por seu turno, não detectou comportamento diferente em função do diâmetro das estacas. Tais constatações são muito interessantes, pois indicam que podem ser usadas as três espécies em diversos métodos de plantio e que não há necessidade de seleção de determinado diâmetro das varas para se ter sucesso na sua implantação.

Evidentemente, são necessários mais estudos para formar um banco de informações suficientemente grande

¹⁹ SUTILI, F. J. *Ingenieurbiologie an Fließgewässern in Südbrasilien...* Op. cit.

²⁰ MONTEIRO, J. S. Op. cit.

²¹ VARGAS, C. O. Op. cit.

para uso seguro de nossas plantas no campo da bioengenharia. Ainda se encontram abertas as questões relativas ao comportamento de gramíneas e herbáceas. Igualmente é necessário que se estude a eficácia dos diferentes métodos de trabalho em nosso ambiente concreto: taludes frequentemente verticais, altos e com material muito friável; precipitações intensas e repentinas causando cheias súbitas e violentas. Essa tarefa parece um pouco mais difícil visto que implica uso de máquinas e equipamentos, além de diversas horas de mão de obra. No entanto, existem métodos práticos comprovados (em outros países) que, talvez com pequenas adaptações, possam ser transferidos para o nosso meio, pois os aspectos físicos e mecânicos do controle de cursos de água são imutáveis.

A observação do estado da maioria de nossos cursos de água mostra que, até o momento, eles não têm sido adequadamente tratados. O motivo para tanto pode ser encontrado, pelo menos em parte, no desconhecimento generalizado das técnicas de manejo e recuperação. As tentativas de melhoria não têm atingido nível concreto, ficando restritas a frases de ordem como “salve o rio tal”, “ajude a preservar o rio, ele também é seu”, e similares, numa tentativa de educar a população. A despeito de demonstrarem boa intenção, os slogans não são eficazes, embora não haja dúvidas de que o manejo correto do solo e dos cursos de água não pode prescindir da educação. Mas que seja uma educação técnica e praticável, não apenas romântica.

Por outro lado, a legislação, embora orientada de modo correto, não consegue transferir seus preceitos para a prática. Em certos aspectos será difícil obter sucesso nessa transferência, pois algumas determinações encontram-se dissociadas da realidade e carecem de embasamento lógico. Cita-se, como exemplo, a obrigatoriedade de manutenção de largas faixas de proteção intocáveis às margens dos cursos de água. A largura exigida é exagerada e não fundamentada em termos técnicos. A intocabilidade, por sua vez, é um problema a mais, ao invés de uma solução. Esta opção é equivocada, pois a manutenção de algumas espécies pode até favorecer desmoronamentos, deslizamentos e interrupção de fluxo, enquanto outras maximizam a proteção somente quando sua parte aérea recebe podas frequentes e poucas têm seu efeito protetivo máximo, quando sem nenhuma intervenção. Árvores altas muito próximas às margens exercem um efeito de alavanca que só favorece o desbarrancamento e, ao caírem, impedem o fluxo livre das

Miguel Antão Durlo e Delmar Antonio Bressan são engenheiros florestais, doutores em Ciências Florestais e professores do Departamento de Ciências Florestais da Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul.

migueldurlo@gmail.com
bressan@smail.ufsm.br

Fabrcio Jaques Sutili é engenheiro florestal, doutor em Bioengenharia e professor do Departamento de Ciências Florestais do Centro de Educação Superior Norte-RS (CESNORS) Frederico Westphalen, Rio Grande do Sul.

fjsutili@gmail.com

águas, desviando-as para as margens e favorecendo ainda mais a erosão. Assim, o corte de árvores das margens dos rios e arroios, em certas situações, pode ser necessário para o bom funcionamento dos mesmos.

Cabe lembrar que o Estado e a população em geral sempre dependerão do empenho dos proprietários rurais para ter os cursos de água bem cuidados. Para isso há que se oferecer algo em troca. Quando assegurada a continuidade da proteção para o futuro, quem durante anos proporcionou estabilidade às margens de rios ou riachos ou beneficiou a bacia hidrográfica com a manutenção da cobertura vegetal (florestal), deve ter adquirido o direito de usar o “subproduto” (madeira, ramos, frutos etc...) desta proteção. O uso da vegetação e a proteção dos cursos de água não são mutuamente excludentes. Podem ser, sim, complementares.



Sequência de recuperação
do Arroio Divisa
em Vale Vêneto
(São João do Polêsine, RS),
usando esteira viva.
Fotografias:
Fabrício Sutili e Miguel Durlo



Sequência de
recuperação de um trecho
da margem do Rio Soturno
(Faxinal do Soturno, RS),
usando esteira viva
e parede Krainer.
Fotografias:
Fabrício Sutili e Miguel Durlo



POR QUÉ CONOCER MEJOR LOS RÍOS SUDAMERICANOS?

Juan Jose Neiff

Desde el comienzo, el hombre se instaló junto a las fuentes de agua. Las grandes ciudades, especialmente en Sudamérica, nacieron y se desarrollaron junto al río o al mar. Sin embargo, desde el comienzo hasta hoy, el hombre no ha llegado a entender científicamente a los ríos. La ocurrencia de grandes catástrofes de inundación, la contaminación de los cursos de agua, los efectos negativos de muchos embalses, son sólo algunos ejemplos del conflicto ambiental que aún perdura a pesar del avance de la tecnología. El crecimiento de la demanda de agua, las previsiones del cambio climático global, el avance de la agricultura y demás transformaciones llevan a re-pensar en los ríos como fuentes de agua *joven* y como sustento de la sociedad.

Introducción

Es probable que el consumo de agua para el mantenimiento de la vida sea el más importante de sus múltiples usos. En gran parte de la biosfera, el agua es muy escasa, o incluso es inalcanzable, y lo grave es que una cantidad cada vez menor de agua se puede usar para el consumo directo debido al aumento de la contaminación. Entonces, habrá un número creciente de personas que cuenta con menor cantidad de agua. Lo que se consideraba un “recurso natural permanente” hace cuatro décadas, hoy es un recurso estratégico.

Igualmente preocupante es la pérdida de la calidad del agua que también afecta a todas estas formas de vida en la biosfera y tendrá un efecto sobre la diversidad biológica de los ecosistemas, con un impacto sobre las poblaciones humanas, un hecho aún más difícil de prever. En los lagos las sustancias contaminantes quedan retenidas resultando un proceso acumulativo de deterioro ambiental.

Un sector importante de la población de Sudamérica se abastece de agua freática que luego es incorporada al balance hídrico superficial. Esquemáticamente, la disponibilidad de agua superficial depende del balance hídrico positivo y la fisiografía del paisaje para retener, acumular, o permitir su escurrimiento hacia el mar. Las diferencias en energía solar producirán la evaporación, que formará las nubes y luego las lluvias, que escurrirán por la superficie de los continentes y, por efecto de la fuerza de la gravedad, llegarán al mar para reiniciar el proceso. Una parte del agua quedará retenida en los cuerpos lénticos (lagos, lagunas, planicies de inundación, humedales etc.), cuyo volumen se mantiene y renueva lentamente por la circulación comentada.

Gran parte de América del Sur se encuentra en una situación de privilegio ya que tiene mayor flujo de aguas corrientes que garantiza las posibilidades de los países a disponer de agua “nueva” y limpia en el futuro, a condición que el uso adecuado de los paisajes que integran la cuenca para prevenir los procesos de erosión y contaminación. En tanto los lagos son *acumuladores* de contaminantes, los ríos son *limpiadores* de la superficie continental, que trasladan al mar los efectos del manejo de las cuencas.

Sudamérica tiene, en promedio, 22,8 habitantes/km², aunque la mayor parte de las personas viven en la cuenca de los grandes ríos. Así por ejemplo, de los 495 millones de personas que formarían la población de Sudamérica, 185 millones se encuentran localizados en la Cuenca del Plata

(60% viven en Brasil; menos del 4% en Paraguay; algo más del 2% en Bolivia; el 30% en Argentina y algo más del 4% en Uruguay). No es casual que casi el 30% de la población de Brasil, el 77% de la población de la Argentina, el 100% de la población del Paraguay, el 94% de la de Uruguay, y el 29% de la población de Bolivia están concentradas en la Cuenca del Plata. Las corrientes colonizadoras ingresaron por los ríos y allí se formaron las grandes metrópolis, lo que ha tenido un sello distintivo de nuestro subcontinente desde entonces.¹ Un caso representativo es el de la República Argentina donde más del 80% de la población está concentrada en menos de 20% de su territorio, especialmente a la vera de los cursos de agua.

El contexto geográfico de los ríos de Sudamérica

En comparación con otros continentes en Sudamérica escurre superficialmente mayor cantidad de agua respecto de la superficie continental² lo que deja un saldo neto para alimentar las llanuras de inundación. El mayor volumen de agua en un año corresponde a la descarga de los ríos y es *agua joven* que comenzó a escurrir pocos meses antes de llegar al océano. Un volumen menor de agua está acumulado en cuencas lacustres de Sudamérica, la mayor parte de las cuales se formó en el Pleistoceno y han recibido y acumulado disturbios ocurridos en la biósfera desde entonces.

La masa continental de Sudamérica se destaca del resto de la biosfera por varias características de gran importancia para la acumulación y circulación del agua superficial. Los macizos de los Andes, de Guayana y de Brasilia son los centros sobreelevados de mayor potencia, que rigen la circulación de las aguas. El resto de la superficie continental no tiene discontinuidades orográficas importantes.³

Los ríos que nacen en Los Andes son fuertemente vectoriales, con una diferencia de 3-5 mil metros entre las nacientes y la desembocadura, en tanto que los que provienen de los macizos de Guayana y de Brasilia tienen menos de 300m de desnivel a lo largo de su curso. Esto tiene consecuencias en la organización del paisaje de las cuencas y en la organización de las colectividades bióticas. Una de éstas es la escasez de endemismos.⁴

Como resultado de las características fisiográficas y climáticas, la mayor descarga de agua de los grandes ríos de Sudamérica es vertida al océano Atlántico.

Si bien el sentido y dirección más frecuente de los ríos es de oeste a este, dado por la energía potencial de la

¹ MORELLO, J. H. *Perfil Ecológico de Sudamérica*. ICI Barcelona: Instituto de Cooperación Iberoamericana, 1984. 93 p.

² NEIFF, J. J. Aspectos conceptuales para la evaluación ambiental de tierras húmedas continentales de América del Sur. *Anais do VIII Seminário Regional de Ecologia, Vol. VIII*, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, UFSCar, São Carlos, Brasil: 1-18, 1997.

³ MORELLO, J. H. *Op. cit.*

⁴ LÓPEZ, H. L. & MIQUELARENA, A. M. Biogeografía de los peces continentales de la Argentina. En: LLORENTE BOUSQUETS, J. & MORRONE, J. J. (Eds.). *Regionalización biogeográfica de Iberoamérica y tópicos afines: Primeras Jornadas Biogeográficas de la Red Biogeográfica Iberoamericana de Biogeografía y Entomología Sistemática*. México: CYTED, 2005. p. 509-550.

O'FARREL, I. Comparative analysis of the phytoplankton of fifteen lowland fluvial systems fo the River Plate Basin (Argentina). *Hydrobiologia*, 289:109-117, 1994.

JOSÉ DE PAGGI, S. & PAGGI, J. C. Zooplancton. En: IRIONDO, M. H.; PAGGI, J. C. & PARMA, M. J. (Eds.). *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2007. p. 229-249.

MALABARBA, L. R.; REIS, R. E.; VARI, R. P.; LUCENA, Z. M. & LUCENA, C. A. *Phylogeny and Classification of Neotropical Fishes*. Porto Alegre: EDIPUCRS, 1998.

- ⁵ NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A. & CASCO, S. L. Importancia ecológica del corredor fluvial Paraguay-Paraná como contexto de manejo sostenible. En: PE-TEÁN, J. & CAPPATO, J. (Compiladores). *Humedales fluviales de América del Sur. Hacia un manejo sustentable*. Cap. 2. Enfoque ecosistémico, corredores y biodiversidad. Fundación Proteger. UICN. Proteger Ediciones, 2006.
- ⁶ TUNDISI, J. G. Tropical South America: present and perspectives. En: MARGALEF, R. (Ed.). *Limnology now: a paradigm of planetary problems*. Amsterdam: Elsevier, 1994. p. 353-424.
- TUNDISI J. G. & MATSUMURA TUNDISI, T. *Limnología*. São Paulo: Ed. Oficina de Textos, 2008. 632 p.
- ⁷ NEIFF, J. J.; IRIONDO, M. H. & CARIGNAN, R. Large tropical south american wetlands: an overview. En: LINK, G. L. & NAIMAN, R. J. (Eds.). *The Ecology and Management of Aquatic-terrestrial Ecotones*. Washington: Proceedings Book, Univ. of Washington, 1994. p. 156-165.
- ⁸ ARENAS-IBARRA, J. A. *Variações espaciais e temporais da comunidade de invertebrados bentônicos na planície de inundação do alto rio Paraná: sistemas Paraná e Ivinheima e redescricao de três espécies de Pomacea (Mollusca: Gastropoda: Ampullariidae)*. Disertación de Maestría en Ciencias Ambientales. Universidade Estadual de Maringá, 2004. 77 p.
- ARENAS-IBARRA, J. A. *Aplicações fluviológicas na planície de inundação do alto rio Paraná*. Tesis de Doctorado en Ciencias Ambientales. Universidade Estadual de Maringá, 2008. 58 p.
- ⁹ ESTEVES, F. *Fundamentos de Limnología*. São Paulo: Interciencia, 1998. 602 p.
- TUNDISI J. G. & MATSUMURA TUNDISI, T. *Op. cit.*

cordillera de Los Andes, los ríos que integran la Cuenca del Plata descargan sus aguas con dirección N-S, atravesando una faja latitudinal de más de 20 grados. En ambos casos los ríos actúan como corredores biológicos entre distintos dominios biogeográficos generando importantes patrones en la distribución y abundancia de especies acuáticas y terrestres.⁵

Algunas características de los ríos

Los ríos son vectores de la desmineralización de los continentes. Las tres cuencas más grandes del continente (Amazonas, Orinoco y Paraná) vierten al océano el 13% del total de sólidos suspendidos que aportan todos los ríos del mundo a los océanos.⁶

Otra propiedad fundamental de los cursos de agua sudamericanos en particular, es la *elasticidad* que puede ser expresada por el cociente entre la superficie ocupada durante la fase de máxima inundación, y la que corresponde al momento de sequía extrema.⁷ También puede expresarse como la variación vertical de la lámina de agua en un período de tiempo.⁸ Este valor (o índice) es una componente de:

- las características geomorfológicas del macrosistema;
- la capacidad de almacenaje de agua en el suelo y subsuelo;
- la variabilidad meteorológica regional (lluvias/evapotranspiración + infiltración).

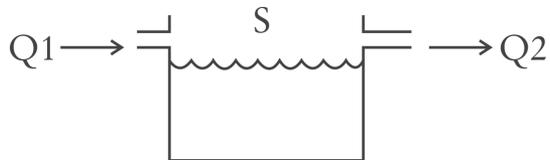
La elasticidad del sistema permite explicar en gran medida la distribución y abundancia de las poblaciones, el almacenamiento y movilidad de los nutrientes, las condiciones de oxido-reducción, la prevalencia de fenómenos de acumulación o de degradación de la materia orgánica y – en general – informa sobre los flujos biogeoquímicos que operan en los humedales.

Como se dijera, mientras los lagos son sistemas acumuladores, los ríos son sistemas de transferencia. El volumen de agua renovada anualmente en los lagos es muy bajo en comparación con el volumen que circula en las cuencas. La eficacia de la mezcla en lagos, depende esencialmente de los atributos físicos, especialmente de la temperatura. La difusión periódica de agua depende en gran medida de la cantidad de energía solar que la masa de agua recibe localmente, resultando un proceso complejo en los ambientes tropicales de Sudamérica.⁹ Los lagos pueden considerarse como sistemas con gran energía potencial y baja energía cinética.

Los grandes ríos de América del Sur, pueden comprender humedales y lagos de distinta extensión y morfología a lo largo de su cuenca, de características temporalmente lénticas, y que son alimentados por flujos horizontales en forma directa o indirecta desde el curso de agua del río. La tasa de renovación del agua en estos ambientes de varzea, es alta en comparación con el agua acumulada. La concentración o abundancia de elementos (nutrientes, microorganismos, sedimentos) tendría por esa razón, que expresarse en relación con los valores de descarga y no en unidades puntuales de volumen. El análisis de la distribución y abundancia de los organismos en estos ambientes debería partir del conocimiento de los flujos horizontales de *información* y de la *elasticidad* de la lámina de agua.

Podemos comparar esquemáticamente a lagos y ríos mediante un ejemplo simple, mediante una cuba (volumen del lago, relativamente constante) y dos tubos: uno es el ingreso de agua y el otro es la salida de agua superficial. El volumen (v), es la *información acumulada* (en general) en un determinado tiempo (t). Si el agua no se renueva (utopía) la organización interna dependerá de la cantidad y calidad de los elementos comprendidos en la cuba (especies, nutrientes etc.), de las fluctuaciones de energía de nuestra "cuba" (lago) y de las interacciones temporales de los elementos dentro del sistema.

En los lagos:



Tasa total de cambio (*turnover*): $TTRi = (P-E)S + Q_1 - Q_2$
 donde:

P = entrada de energía (precipitación, energía solar);

E = salida de energía (escorrentía, advección temperatura etc);

S = superficie;

Q_1 = caudal de entrada de información (agua, sedimentos, spp.);

Q_2 = caudal de salida de información (agua, sedimentos, spp.);

t = tiempo.

En los ríos:



Entonces:

tasa de renovación total (*turnover*) $TTR = (1 - Q_{t-2}/V) + TTR_i$
y, el tiempo total de recambio del agua se expresaría como:
 $T^Tt = 1/T^TTR$

Normalmente, en los lagos y ríos, el volumen es relativamente constante y el volumen de ingreso y salida del flujo varían de forma análoga.

La tasa de renovación (T^TTR) es el porcentaje del total de agua contenida en la cuba que entra o sale en un determinado período de tiempo. El tiempo de renovación es recíproco a la tasa de renovación e informa el tiempo necesario para una renovación completa de agua de la cuba.

Si la cuba tiene una capacidad de 1 litro e ingresan 100ml por día, la tasa de renovación es: 100/1.000, o sea: 0,1 por ciento o sea 10% por día.

Ambas tasas son de uso significativo para valorar el intercambio de información en distintos sectores de la cuenca hidrográfica. En la práctica, el tiempo de renovación es más utilizado. En los embalses se lo emplea en sentido inverso, como *tiempo de residencia del agua*. El T^TTR sería diferente para distintos tramos del río. La disponibilidad de nutrientes en los ríos, por ejemplo ofrecen una cantidad limitada de información, si no se presenta el caudal de entrada y de salida en la sección referida.

El tiempo de residencia del agua en el embalse de Yacyretá (situado en el curso de agua del Alto Paraná) por ejemplo, es de aproximadamente 3 semanas, aunque es muy distinta en función que el río esté en aguas altas o en aguas bajas. Esta misma evaluación, hecha para el lago Mascardi, en la Patagonia, próximo a Bariloche, tiene un valor aproximado de cinco años.¹⁰

La renovación del agua en los grandes ríos es alta comparada con el volumen de información (riqueza de especies, por ejemplo) contenido en el sistema en determinado momento. Por tal razón, la aplicación de *índices de estado* del sistema no pueden ser los mismos que los utilizados en lagos o en forestas de tierra firme.

El análisis de la distribución de los organismos vegetales y animales, la interpretación de afinidades y diferencias entre las colectividades de distintos sectores de la planicie de inundación requieren conocer la dinámica de los flujos de agua, especialmente cuando se analizan la distribución y abundancia de organismos fácilmente desplazados por el agua, como el plancton. Los valores de abundancia y la riqueza de especies están muy influenciados por la circulación del agua en la planicie.

¹⁰ NEIFF, J. J. Large rivers of South America: toward the new approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, Alemania, 26:167-180, 1996.

Una característica común a los ríos es que la velocidad del agua y sus modificaciones, relacionadas en mayor medida con las modificaciones del nivel del agua, tienen un fuerte efecto en la distribución y abundancia de los organismos.¹¹ La velocidad es función de la pendiente y de la rugosidad del terreno y se calcula con la ecuación de Manning:

$$V = \frac{Rh^{0.66} \cdot S^{0.5}}{n}$$

donde:

V = velocidad de la corriente (m/s)

Rh = radio hidráulico: es la relación entre la superficie de la sección mojada del lecho y su perímetro;

S = pendiente;

n = índice de rugosidad del lecho varía entre 0.01 en una superficie artificial hasta 0.1 en un lecho con macrófitos (plantas acuáticas).

Se ha demostrado que la planicie del bajo Paraguay ejerce una fuerte influencia sobre la translación de las ondas de crecientes, pudiendo amortiguar hasta 20% la intensidad de las mismas por efecto de la rugosidad que impone la vegetación.¹²

El régimen de pulsos

Los procesos ecológicos fluviales siguen un patrón sinusoidal causado por las diferencias temporales en la velocidad y duración del flujo de agua y de materiales transportados (organismos, sólidos disueltos y suspendidos). Cada una de las ondulaciones está compuesta de valores positivos y negativos respecto de un ordenada o nivel de conectividad. Durante la porción positiva, fase de inundación o *potamofase*, los cuerpos de agua de la planicie (lagunas, paleocauces y meandros abandonados) se interconectan con el flujo del río y reciben de éste materiales y a su vez aportan al agua materia orgánica y minerales del suelo. La porción negativa, fase de sequía o *limnofase*, conlleva el flujo de materiales desde la planicie hacia el río y el aislamiento paulatino de los cuerpos de agua de la planicie y aún su desaparición, hasta una nueva fase de inundación. El patrón de variabilidad de estas ondas en una secuencia temporal – en determinado punto y sección del río – conforman el *régimen pulsátil* o *régimen de pulsos*.

Neiff¹³ y Neiff *et al.*¹⁴ han propuesto la función *f* FITRAS que es el acrónimo de los atributos principales de los pulsos hidrosedimentológicos: frecuencia, intensidad, tensión, regularidad, amplitud y estacionalidad de un pulso (figura 1).

¹¹ ANGELIER, E. *Ecología de las Aguas Corrientes*. Zaragoza, España: Ed. Acribia, 2002. 217 p.

¹² NEIFF, J. J.; POI DE NEIFF, A. & CASCO, S. L. Importancia ecológica del corredor fluvial Paraguay-Paraná como contexto de manejo sostenible... *Op. cit.*

¹³ NEIFF, J. J. Aspects of primary productivity in the lower Paraná and Paraguay riverine system. *Acta Limnol. Bras.*, Vol. III, Tomo I: 77-113, 1990.

¹⁴ NEIFF, J. J.; IRIONDO, M. H. & CARIGNAN, R. Large tropical south american wetlands... *Op. cit.*

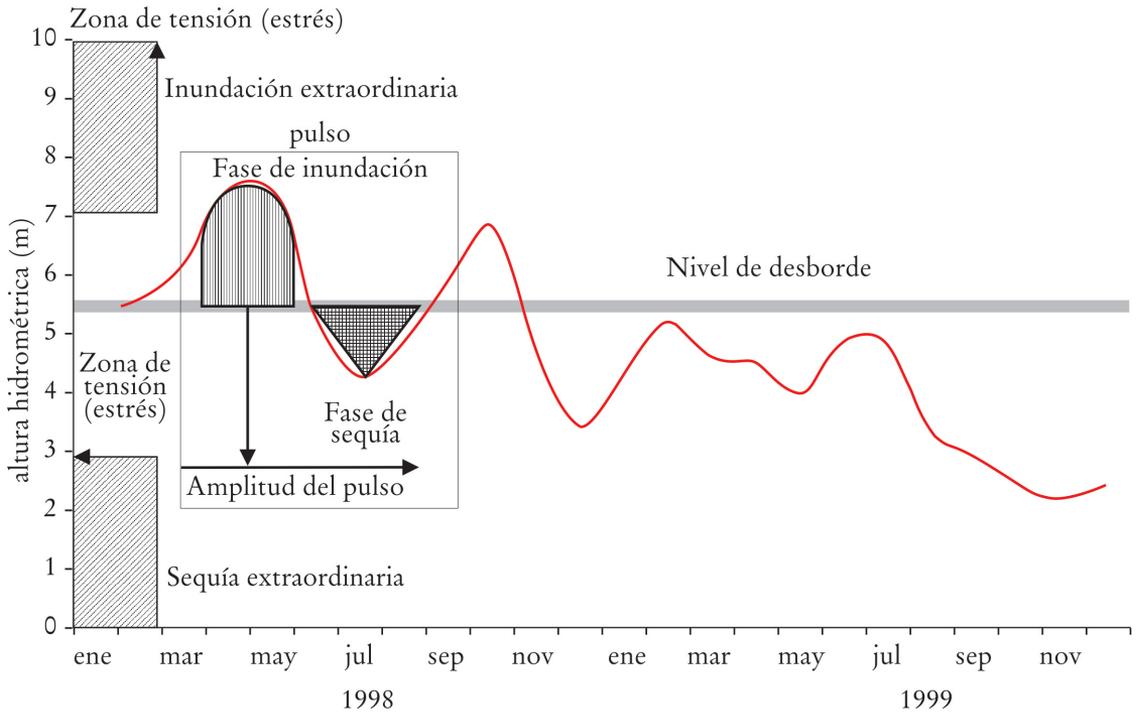


Figura 1: Representación esquemática de un pulso (tomada de Casco)¹⁵

¹⁵ CASCO, S. L. *Poblaciones vegetales centrales y su variabilidad espacio-temporal en una sección del Bajo Paraná, influenciada por el régimen de pulsos*. Tesis doctoral, Univ. Nac. del Nordeste, Argentina, 2003. 127 p.

En la abscisa se representa una serie de tiempo. En la ordenada el nivel del agua (o caudal, o cantidad de lluvia caída). La línea horizontal (5,5m en el ejemplo) representa la situación o estado del río en el que se produce el desborde sobre la planicie inundable. También puede significar el nivel a partir del cual el agua se mueve desde el curso del río a la planicie o viceversa, como ocurre en lagos que están permanentemente conectados al curso del río. Todos los valores del hidrómetro que se encuentren por encima de 5,5m (en nuestro ejemplo) corresponden a la fase de inundación (potamofase, área con líneas

La función FITRAS está definida por dos tipos de atributos:

- Espaciales: definen los efectos del pulso en la planicie (amplitud, intensidad y tensión)
- Temporales: están relacionados con el comportamiento histórico de los atributos espaciales (frecuencia, recurrencia y estacionalidad).

Frecuencia: número de veces que ocurre un fenómeno determinado dentro de una unidad de tiempo (por ejemplo inundaciones de 8m en el río Paraná, en el hidrómetro de Corrientes a lo largo de un siglo).

Intensidad: magnitud alcanzada por una fase de inundación o de sequía. Se mide generalmente por el valor alcanzado en el hidrómetro más próximo o en términos de altura o de caudal de agua.

Tensión: valor de la desviación típica desde las medias máximas o desde las medias mínimas en una curva de fluctuación hidrométrica del río. Se la define también como envolvente de fluctuación y permite establecer la variabilidad en la magnitud de los eventos de inundación y sequía. Se expresa generalmente en valores hidrométricos o en caudal.

verticales); los que no llegan a esa magnitud, definen la limnofase o período en que los cuerpos de agua permanecen aislados del flujo del río (area con cuadros en el dibujo). Cada pulso es la suma de las dos fases (potamofase+limnofase) y su duración se expresa en días. Ambas fases pueden tener diferente intensidad (valor de la ordenada) en una serie de tiempo. Cuando la curva hidrométrica alcanza valores extraordinarios (zona con rayas oblicuas en el ejemplo) se producen situaciones de estrés, que pueden modificar la estructura del sistema apartándolo de su entorno de estabilidad.

¹⁶ POI DE NEIFF, A. & BRUQUETAS, I. Y. Efecto de las crecidas sobre las poblaciones de invertebrados que habitan macrófitas emergentes en islas del río Paraná. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* (ORSTOM, París, Francia), 22(1):13-20, 1989.

¹⁷ DRAGO, E. C. The physical limnology of the river-lake systems of the Paraná River floodplain. En: *Sustaining the Ecological Integrity of Large Floodplain Rivers*. Internat. Conference, U. S. Dep. of Interior, Nat. Biol. Survey, Univ. of Wisconsin. La Crosse WI, July 12-15, 1994. ORFEO, O. Aumento de carga sedimentaria por erosión de taludes en ríos chaqueños. En: NEIFF, J (Ed.). *Contaminación en cursos de agua del Chaco oriental*. Convenio Gobierno de la Provincia del Chaco (COFEA)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CECOAL), VII: 117-121, 1995.

¹⁸ POI DE NEIFF, A. & CASCO, S. L. Caída de hojas, descomposición y colonización por invertebrados en palmares de la planicie de inundación del río Paraná (Chaco, Argentina). *Inter-ciencia* (Venezuela), 26(11): 567-571, 2001.

Recurrencia: corresponde a la probabilidad estadística de un evento de inundación o sequía de magnitud determinada dentro de una centuria o de un milenio. Está dado por valores de frecuencia relativa.

Amplitud: también expresada como duración, es el segmento de tiempo que permanece el río en una fase de inundación o sequía de determinada magnitud.

Estacionalidad: se refiere a la frecuencia estacional en que ocurren las fases de sequías o inundaciones. Los organismos, excepto el hombre, tienen ajustes de sus ciclos de vida (fertilidad, reproducción, crecimiento) a la época en que ocurren los eventos hidrológicos.

Algunas estructuras están predominantemente condicionadas por la potamofase, otras por la limnofase (son los denominados estrategias de fase), en tanto que otros han sido favorecidos por su capacidad de adecuación a una amplia gama de condiciones del régimen pulsátil y se los conoce como *euritípicos*.

Algunas colectividades de organismos están más condicionados por la duración de una fase (por ejemplo inundación) que por la magnitud del fenómeno.¹⁶ Gran parte de los organismos han sincronizado sus ritmos de fertilidad (producción y dispersión de huevos y semillas, por ejemplo) con dependencia de la época en que ocurren las fases hidrológicas.

Los requerimientos de predictibilidad de los organismos están en relación con el tiempo de vida (décadas para los árboles; lustros para los peces; días para los plánctones). Los procesos que acontecen en los grandes ríos y sus humedales tienen relación positiva o negativa con la frecuencia, duración, magnitud y otras características de la secuencia de potamofase y limnofase. El transporte y deposición de sedimentos;¹⁷ la colonización, producción y descomposición de la vegetación herbácea y leñosa;¹⁸ el consumo y mineralización de la materia orgánica; la actividad migratoria de los organismos,¹⁹ la pesca,²⁰ las actividades de los pobladores del río, el turismo y otros flujos están ajustados al régimen pulsátil del río.

La descomposición de la materia orgánica

La tasa de descomposición de la materia orgánica expresada por el coeficiente "k" informa sobre la eficiencia de la desintegración de la materia orgánica en los diferentes ecosistemas de la cuenca de los ríos. La velocidad de descomposición depende de factores: la frecuencia de con-

- ¹⁹ NEIFF, J. J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15(6): 424-441, 1990.
- NEIFF, J. J.; IRIONDO, M. H. & CARIGNAN, R. Large tropical south american wetlands... *Op. cit.*
- ²⁰ QUIROS, R. The Paraná river basin development and the changes in the lower basin fisheries. *Interciencia*, 15(6):442-451, 1990.
- ²¹ POI DE NEIFF, A. & NEIFF, J. J. Decomposition of *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms in a pond of Paraná river valley and colonization by invertebrates. *Tropical Ecology* (International Society for Tropical Ecology, Varanasi, India), 29(2):79-85, 1988.
- POI DE NEIFF, A. & NEIFF, J. J. Dry weight loss and colonization by invertebrates of *Eichhornia crassipes* litter under aerobic condition. *Tropical Ecology* (International Society for Tropical Ecology), 30(2):175-182, 1989.
- HAMMERLY, J. A.; LEGUIZAMON, M.; MAINE, M. A.; SCHIVER, D. & PIZARRO, M. J. Decomposition rate of plant material in the Paraná medio (Argentina). *Hydrobiologia*, 89:53-59, 1989.
- POI DE NEIFF, A. & BRUQUETAS DE ZOZAYA, I. Y. Colonización por invertebrados de macrófitos emergentes durante su descomposición en el río Paraná. *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* (ORSTOM, Francia), 24(3): 209-216, 1991.
- BRUQUETAS, I. Y. & NEIFF, J. J. Decomposition and colonization by invertebrates of *Typha latifolia* L. litter in Chaco cattail swamp (Argentina). *Aquatic Botany*, The Netherlands. 40:185-193, 1991.
- NEIFF, J. J. & POI DE NEIFF, A. Litterfall, leaf decomposition and litter colonization of *Tessaria integrifolia* in the Paraná River floodplain. *Hydrobiologia*, 203(1-2):45-52, 1990.

xión con el flujo del río, la calidad de la materia orgánica (relación C/N, o mejor: lignina/nitrógeno), y la disponibilidad de oxígeno en el agua. La temperatura tiene poca influencia en los ríos tropicales y subtropicales de Sudamérica. La duración y la magnitud de la fase seca tiene consecuencias sobre el proceso, y la época del año puede ser importante en los ríos del sur de Sudamérica, en Patagonia, porque la estacionalidad climática es muy marcada.

La información disponible para la cuenca del Paraná²¹ permite resumir algunas tendencias para el Bajo Paraná.

El tiempo requerido para la descomposición de las hojas de hierbas y de árboles en la planicie inundable del Paraná es de 50 días a un año en condiciones aeróbicas. Plantas herbáceas como *E. crassipes* se descompone en un período tres veces más corto en aguas oxigenadas de los lagos conectados durante la mayor parte del año al curso del río que en condiciones anaeróbicas de los lagos esporádicamente conectados al río. En los ambientes anaeróbicos de la planicie del Paraná, esporádicamente conectados al río, la descomposición total de las hojas de la vegetación demanda entre uno y tres años. Cuando el nivel del agua disminuye abruptamente y el suelo permanece seco, el tiempo de descomposición de la necromasa de la misma planta se duplica.²²

Son los ríos, naturalmente “sistemas heterotróficos”?

Históricamente, los ríos han sido considerados “ecosistemas heterotróficos” debido a que la respiración sería mayor que la producción orgánica,²³ pero esta apreciación contiene dos errores: los ríos no son “ecosistemas”²⁴. Cuando Tansley formalizó la definición de “ecosistema” se refirió a sistemas de tendencia cerrada, dependiendo principalmente de la energía local incidente y con flujos casi cíclicos de nutrientes. Por definición, un lago como aquellos de la Patagonia, en el sur de Sudamérica, se ajusta a la definición, dado que predominan los flujos verticales, son relativamente cerrados. Por el contrario, los ríos constituyen sistemas muy abiertos, con flujos vectoriales, predominantemente horizontales, de energía y materiales (desde las montañas al mar, para esquematizar).

La calificación de “heterotrofia” surge del error de considerar como “río” sólo al curso de agua, cuando que los bosques fluviales y más aún la planicie de inundación del río son parte de un mismo sistema. Las extensas llanuras de inundación constituyen sistemas complejos que incluyen

POI DE NEIFF, A. Descomposición y colonización del detrito de distintas especies de plantas en ambientes inundables del río Paraná. *Biología Acuática* (Revista del Instituto de Limnología Dr. Raúl Ringuelet), 15(2):158-159, 1991.

BRUQUETAS, I. Y. & POI DE NEIFF, A. Descomposición de macrófitos en bañados de la planicie inundable del río Paraná. *Ambiente Subtropical*, 3:1-19, 1993.

POI DE NEIFF, A.; NEIFF, J. J. & CASCO, S. Leaf litter decomposition in three wetlands of the Paraná River floodplain. *Wetlands* (Journal of the Society of Wetland Scientist, USA), 26(2):558-566, 2006.

²² BRUQUETAS, I. Y. & NEIFF, J. J. Decomposition and colonization by invertebrates... *Op. cit.*

²³ VANNOTE, R. L., MINS-HALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. The river continuum concept. *Can. J. Fisheries and Aquat. Sci.*, 37:130-137, 1980.

²⁴ LEWIS, W. M.; WEIBEZHAN, F. H.; SAUNDERS III, J. L. & HAMILTON, S. The Orinoco river as an ecological system. *Interciencia*, 15(6):346-357, 1990.

NEIFF, J. J. Bosques fluviales de la cuenca del Paraná. Cap. 4. 2005. p. 1-26. *En*: ARTURI, M. F.; FRANGI, J. L. & GOYA, J. F. (Eds.). *Ecología y manejo de los bosques de Argentina*. La Plata, Argentina: Edición Multimedia, 1990.

²⁵ NEIFF, J. J. Bosques fluviales de la cuenca del Paraná. *Op. cit.*

²⁶ VANNOTE, R. L., MINS-HALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R. & CUSHING, C. E. *Op. cit.* CUSHING, C. E.; McINTIRE, C. D.; CUMMINS, K. W.; MINSHALL, G. W.; PETERSEN, R. C.; SEDELL, J. R. & VANNOTE, R. L. Relationships among chemi-

varios ecosistemas. Por este motivo, son *macrosistemas*, en los que quedan comprendidos ambientes acuáticos permanentes, temporarios y sectores de tierra firme, con mayor extensión y preponderancia funcional de los ambientes acuáticos temporarios.²⁵

El macrosistema constituye una unidad ecológica de funcionamiento, en razón de los flujos de materiales y energía que ocurren dentro de él, y de las transformaciones internas que surgen al comparar entradas y salidas de elementos (inorgánicos y orgánicos).

En los ríos con movimiento horizontal del agua, los cambios no ocurren en forma de ciclos (los "ciclos biogeoquímicos" no son ciclos dentro del sistema) y los flujos de energía y de materiales ocurren *como pulsos con fases de inundación y de sequía*.

Generalmente no se ha tenido en cuenta la variabilidad espacial y temporal de la relación P/R (Producción/Respiración) que, además ha sido supuesta pensando sólo en los organismos planctónicos. Aún así, el cociente P/R puede ser mayor que uno en períodos de aguas bajas extremas en el curso principal y en ríos afluentes.

Poco se conoce sobre la transferencia de energía en las redes tróficas de los ríos. Ni aún es conocida la eficiencia del pasaje de la energía de un nivel trófico a otro. El consumo directo de las plantas es bajo, por la escasez de herbívoros y además porque muchas plantas tienen tejidos duros que resultan poco utilizables o digeribles por los animales.

Una gran parte de la energía que entra a través de la productividad de las plantas es capturada por consumidores de los detritos orgánicos en diferente grado de procesamiento. En los grandes ríos de América del Sur pareciera que las transformaciones de la materia orgánica descrita en los ríos del hemisferio norte²⁶ no ocurren a partir de los organismos herbívoros y de los partidores de hojas muertas.²⁷

Otra diferencia importante es que en los grandes ríos de América del Sur con llanuras de inundación, los restos orgánicos no provienen de los ecosistemas de la tierra firme, sino de la vegetación que crece en el eje de escurrimiento temporal del mismo río, en su planicie inundable y por lo tanto, es autóctona.

La materia orgánica producida es siempre alta, especialmente en los sistemas de flujo lento, debido principalmente a la contribución de la vegetación de los humedales comprendidos en la llanura de inundación. La respiración es baja, ya que el oxígeno en el agua se agota con rapidez,

- cal, physical and biological indices along river continuo based on multivariate analysis. *Arch. Hydrobiol.*, 98:317-326, 1983.
- POZO, J.; ELOSEGI, A.; DIEZ, J. & MOLINERO, J. Dinámica y relevancia de la materia orgánica. p. 141-167. En: ELOSEGI, A. & SABATER, S. (Eds.). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Bilbao: Fundación BBVA, 2009. 444 p.
- ²⁷ POI DE NEIFF, A.; NEIFF, J. J. & CASCO, S. Leaf litter decomposition in three wetlands of the Paraná River floodplain. *Wetlands* (Journal of the Society of Wetland Scientist, USA), 26(2):558-566, 2006.
- ²⁸ SIOLI, H. Tropical rivers as expressions of their terrestrial environment. En: GOLLEY, F. B. & MEDINA, E. (Eds.). *Tropical Ecosystems: Trends in terrestrial and aquatic research*. New York: Springer Verlag, 1975. p. 275-287.
- ²⁹ VIDAL, L.; MENDONÇA, R. F.; MARINHO, M. M. CESAR, D. & ROLAND, F. Caminhos do carbono em ecossistemas aquáticos continentais. 193-208. En: ROLAND, F.; CESAR, D. & MARINHO, M. (Eds.). *Lições de Limnologia*. 2006. 532 p.
- ³⁰ WETZEL, R. G. *Limnología*. España: Omega, 1981. 679 p.
- ³¹ VIDAL, L.; MENDONÇA, R. F.; MARINHO, M. M. CESAR, D. & ROLAND, F. *Op. cit.*
- ³² NEIFF, J. J. Aspects of primary productivity in the lower... *Op. cit.*
- POI DE NEIFF, A.; NEIFF, J. J. & CASCO, S. *Op. cit.*
- ³³ KEMPE, S. & DEPETRIS, P. J. Labile carbon in the Paraná river basin. *Mitt. Geol. Palaont. Ins. Univ. Hamburg*, 69:157-165, 1990.
- DEPETRIS, P. J. & KEMPE, S. Carbon dynamics and sources in the Paraná River. *Limnol. and Oceanogr.*, 38 (2):382-395, 1993.

dando lugar a la formación de compuestos orgánicos intermedios que caracterizan a las “aguas claras” y “aguas negras”.²⁸ En estos últimos una fracción orgánica permanece en el sistema como necromasa, integrada principalmente por compuestos orgánicos estables.²⁹

La proporción de las fracciones orgánicas de distinto tamaño es muy variable y responde principalmente a la geomorfología de la cuenca y a la fase hidrológica. Raramente puede encontrarse la relación 3:1 mencionada por Wetzel³⁰ entre materia orgánica disuelta/materia orgánica particulada para ríos.

Sería conveniente evitar el uso de términos originados en la limnología para los lagos ya que la relación P/R está condicionada por el movimiento horizontal y el tiempo de permanencia del agua en el sector bajo análisis. Este cociente es muy difícil de estimar en ríos, ya que los ingresos de nutrientes dependen en gran medida de la cuenca alta y de los flujos laterales en la llanura inundable (desde y hacia el curso de agua).

Para tener una idea rápida del metabolismo de la cuenca (o un sector de la misma), resulta muy útil conocer la cantidad y la calidad de la materia orgánica disuelta (MOD) y particulada (MOP)³¹, y el nivel de saturación de oxígeno en el agua. Ambos representan el “combustible” y el “comburente” de la captación y acumulación de la desintegración de materia orgánica.³² Ambas magnitudes alcanzan valores característicos para cada fase hidrológica de cuenca.

La concentración de carbono orgánico y sus fracciones COP (carbono orgánico particulado) y COD (carbono orgánico disuelto), permiten una idea sintética del metabolismo del río, si bien dependen de la fase hidrológica del pulso con los valores más altos durante las inundaciones extraordinarias.³³

Una comparación de los ríos Uruguay y Paraná, en la misma latitud, sugieren un papel más significativo de este último curso de agua en la biodegradación de las partículas orgánicas en aminoácidos y azúcares.³⁴ Según Richey *et al.*³⁵ el COD representa el 50% del carbono total transportado por el Amazonas y los compuestos húmicos disueltos representa el 60% de la COD.

El tamaño de las partículas orgánicas presentes en los grandes ríos de América del Sur es también de gran importancia como indicador sintético de los procesos que ocurren en la cuenca. Cuando se comparan ríos de pendiente y caudal líquido semejantes, las diferencias en el contenido de materia orgánica y el espesor de las partículas finas y disuel-

³⁴ MAÑOSA, W. & DEPETRIS, P. J. Preliminary results on carbon fluxes in the Uruguay river. *Mitt. Geol. Palaont. Ins. Univ. Hamburg*, 74:13-22, 1993.

³⁵ RICHEY, J. E.; EDGEN, J.; DEVOL, A. H.; KUAY, B. D.; VICTORIA, R. & MARTINELLI, L. Biogeochemistry of carbon in the Amazon river. *En: DEGENS, E. T.; TREMPER, S. & RICHEY, E. J. (Eds.). Biogeochemistry of the major world rivers*. New York: John Wiley & Sons, 1990. p. 252-371.

³⁶ BOWEN, S.; AHLGREN, M. O. & NEIFF, J. J. Diet selection by an exceptionally detritivorous fish, *Prochilodus platensis*, in the Río de la Plata system. *Annual Meeting of the American Fish. Soc. Toronto*, 1988.

³⁷ BONETTO, A. A. *Calidad de las aguas del río Paraná. Introducción a su estudio ecológico*. Buenos Aires: Dir. Nac. Constr. Port. y Vías Navegables/INCYTH-PNUD-ONU, 1976. 202 p. QUIROS, R. *Op. cit.*

³⁸ JOSÉ DE PAGGI, S. B. Rotifera (Monogononta) diversity in subtropical waters of Argentina. *Annales d'Limnologie*, 32:209-220, 1996.

JOSÉ DE PAGGI, S. & PAGGI, J. C. *Op. cit.*

FRUTOS, S. M.; POI DE NEIFF, A. & NEIFF, J. J. Zooplankton of the Paraguay River: A comparison between sections and hydrological phases *Annales de Limnologie. International Journal of Limnology* (Toulouse, France), 42(4):277-288, 2006.

³⁹ ACUÑA, V.; GUASH, H.; GIORGI, A. & IZAGUIRRE, O. Flujo de energía en el ecosistema. *Metabolismo fluvial. En: ELOSEGI, A. & SABATER, S. (Eds.). Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Bilbao: Fundación BBVA, 2009. p. 367-386.

⁴⁰ WELCOMME, R. H. *River fisheries*. Rome: FAO Fish. Tech. Paper 262, 1985. 330 p.

tas, dependen de la disponibilidad de oxígeno en el agua, y esto último depende en gran medida de las condiciones de flujo (volumen de flujo, tiempo de residencia del agua).

La selección natural en grandes ríos ha favorecido a los organismos que utilizan los detritos orgánicos, ya que es un recurso trófico siempre presente. Los peces detritívoros tienen adaptaciones morfológicas y funcionales para aprovechar eficientemente este recurso³⁶ que les permite proliferar con gran suceso en ríos como el Paraná donde el 60% de la productividad pesquera se sustenta en los peces detritívoros³⁷. Los peces del género *Prochilodus* son los detritívoros frecuentes de los grandes ríos sudamericanos. En el plancton de los ríos con extensas planicies predominan los rotíferos³⁸ que aprovechan la materia orgánica particulada fina.

A pesar que el metabolismo fluvial (entendido como conjunto de transformaciones a partir de los intercambios de nutrientes y los procesos de producción y mineralización de la materia orgánica) resulta de mucho interés para el manejo de los cursos de agua, su medición en grandes ríos resulta extremadamente compleja, a diferencia de lo manifestado para ríos de menores dimensiones como los estudiados por Acuña *et al.*³⁹.

Consecuencias del régimen de pulsos

Es conocido que los paisajes de las planicies inundables de los grandes ríos de Sudamérica son muy diferentes de aquellos propios de las tierras altas que atraviesa el río. También es claro que existen diferencias bióticas entre distintas secciones del curso principal del río y de la llanura de inundación.

En los ríos que tienen planicie de inundación situada lateralmente ("fringe-floodplain" *in sensu* Welcomme⁴⁰), es posible encontrar complejidad creciente de organización en las comunidades, desde el curso del río al borde externo de la planicie.

Marchese y Ezcurra de Drago⁴¹ describieron una zonación típica con incremento en la complejidad (cantidad de especies, diversidad específica, nichos tróficos) desde el curso principal del río a los canales secundarios de escurrimiento. Este incremento en la riqueza de especies en una sección transversal esquemática del Bajo Paraná fue relacionado con diferencias en los atributos físicos y químicos del ambiente (descarga, textura de sedimentos, sustancias orgánicas, oxígeno disuelto) y es más notorio para los invertebrados del Bentos que para otras colectividades.⁴²

- ⁴¹ MARCHESE, M. & EZCURRA DE DRAGO, I. Benthos of the lotic environments in the Middle Paraná River System: transverse zonation. *Hydrobiologia*, 237: 1-13, 1992.
- ⁴² MARCHESE, M., EZCURRA DE DRAGO, I. & DRAGO, E. Benthic macroinvertebrates and physical Habitat relationship in the Paraná flood-plain system. En: *IAHS. The Ecohydrology of South American Rivers and wetlands*. 2002. p. 111-132. (IAHS Special Publication n° 6).
- ⁴³ TRAIN, S. & RODRIGUES, L. C. Phytoplanktonic characterization and influence of the hydrosedimentological pulse of the upper paraná river floodplain. En: THOMAZ, S. M.; AGOSTINHO, A. A. & HAHN, N. S. (Eds.). *The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*. Leiden: Backhuys Publishers, 2004. p. 50-78.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. Efecto de las fluctuaciones del nivel hidrométrico sobre el fitoplancton en tres lagunas isleñas en el área de la confluencia de los ríos Paraná y Paraguay. *Ecosur*, 16(27):1-23, 1990.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. Fitoplancton de ambientes inundables del río Paraná (Argentina). *Revue d'Hydrobiologie Tropicale*, 25(3):175-186, 1992.
- ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y. Fitoplancton de una laguna vegetada por *Eichhornia crassipes* en el valle de inundación del río Paraná (Argentina). *Ambiente Subtropical*, 3:39-67, 1993.
- ⁴⁴ RODRIGUES, L. & BICUDO, D. C. *Periphytic algae*. Cap. 6. 2003. p. 79-109.
- ⁴⁵ BONETTO, A. A. *Op. cit.*
- ⁴⁶ JUNK, W. J.; BAILEY, P. B. & SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. En: DODGE, D. P. (Ed.). *Proc. of the Internat. Large River. Symp.*

Para el fitoplancton⁴³ y para el perifiton⁴⁴ se han encontrado tendencias similares relacionadas con los flujos horizontales del agua que, como se dijera, se originan de las fluctuaciones verticales de la lámina de agua.

Según Bonetto⁴⁵ las inundaciones producen “procesos de rejuvenecimiento” de los ecosistemas que forman parte de los ríos de planicie. Años después Junk *et al.*⁴⁶ explicaron que los “pulsos de inundación” son responsables en gran medida de la organización biótica en ríos con planicies de inundación, encontrando que los eventos periódicos de inundación producen situaciones de estrés biótico que se reflejan en el “resetting” (reseteo) del sistema.

Efectivamente, las biocenosis de los grandes ríos están reguladas por la hidrodinámica de pulsos. Pero las fases de aguas bajas son tan importantes como las inundaciones.⁴⁷ Esto no es un “problema semántico” respecto del “concepto de pulso de inundación” formulado por Junk *et al.*⁴⁸. Durante esta fase seca, las plantas sufren estrés que produce el cese del crecimiento y la abscisión de las hojas.⁴⁹

Los vertebrados ven limitada, en extensión y en calidad, la oferta de habitat en las planicies inundables durante la fase seca. En este período los espejos de agua y bañados remanentes soportan una densidad de animales varias veces mayor y pueden ocurrir desbalances por sobrecarga poblacional. En otro sentido, los animales son más vulnerables a sus predadores. En el caso especial de las aves, Beltzer y Neiff⁵⁰ encontraron que existe un fuerte condicionamiento de la complejidad biótica al régimen pulsátil. Si bien algunos gremios (como el de las caminadoras) resultan afectados durante la fase de inundación, la mayor parte de las aves pueden migrar. Las sequías extraordinarias resultan igualmente condicionantes.⁵¹ La mayoría de las poblaciones de peces no pueden sobrevivir, o sufren importantes pérdidas durante las sequías prolongadas.⁵²

Existen ciertos hechos a considerar, sobre si las inundaciones representan el mayor factor modelador de la biota de los ríos de planicie. Algunos árboles viven con el suelo cubierto por agua durante nueve meses sin alteraciones importantes en el crecimiento, en inundaciones que duran más de un año y matan a muchos árboles del bosque fluvial.⁵³ De hecho muchos árboles y plantas herbáceas poseen adaptaciones morfológicas y fisiológicas que les permiten realizar la fotosíntesis en condiciones de inmersión prolongada.⁵⁴ Asimismo, la fenología de algunas especies de árboles de las planicies inundables del Amazonas no sería afectada por las inundaciones.⁵⁵

- Can. Spec. Pbl. Fish. Aquat. Sci., 1989. p. 110-127.
- ⁴⁷ NEIFF, J. J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Op. cit.*
NEIFF, J. J. Large rivers of South America: toward the new approach. *Op. cit.*
NEIFF, J. J.; IRIONDO, M. H. & CARIGNAN, R. Large tropical south... *Op. cit.*
- ⁴⁸ JUNK, W. J.; BAILEY, P. B. & SPARKS, R. E. *Op. cit.*
- ⁴⁹ NEIFF, J. J. & POI DE NEIFF, A. Litterfall, leaf decomposition... *Op. cit.*
- ⁵⁰ BELTZER, A. & NEIFF, J. J. Distribución de las aves en el valle del río Paraná. Relación con el régimen pulsátil y la vegetación. *Ambiente Subtropical*, 2:77-102, 1992.
- ⁵¹ BELTZER, A. & NEIFF, J. J. *Op. cit.*
- ⁵² MERRON, G.; BRUTON, M. & LA HAUSSE DE LA LOUVIERE, P. Changes in fish communities of the Phongolo floodplain, Zululand (S. Africa) before, during and after a severe drought. *Regulated Rivers*, 8:335-344, 1993.
- ⁵³ NEIFF, J. J.; REBORATTI, H. J.; GORLERI, M. C. & BASUALDO, M. Impacto de las crecientes extraordinarias sobre los bosques fluviales del Bajo Paraguay. *Bol. Com. Espec. Río Bermejo. Cámara de Diputados de la Nación* (Buenos Aires), 4:13-30, 1985.
- ⁵⁴ JOLY, C. A. & CRAWFORD, R. M. M. Variation in the tolerance and metabolic response to flooding in some tropical trees. *J. Exp. Bot.*, 33:799-809, 1982.
FERNANDES CORREA, A. F. & FURCH, B. Investigations on the tolerance of several trees to submergence in blackwater (Igapó) and whitewater (Varzea) inundation forests near Manaus, Central Amazonia. *Amazoniana*, XII (1):71-84, 1992.

Las poblaciones vegetales y animales ven condicionadas su distribución y abundancia tanto por el stress de inundación extrema como por el de sequía.⁵⁶ La vegetación arraigada de hojas flotantes que crece en los humedales fluviales tiene ecofenos propios de las fases de inundación y de suelo seco.⁵⁷ Durante el período crítico de inundación las plantas aceleran el crecimiento y se adaptan. Pero las plantas desaparecen si la sequía es prolongada. En ese sentido, es preciso enfatizar que la fase seca de los pulsos constituye un poderoso factor de selección que condiciona la distribución y abundancia de animales y plantas.

La percepción humana de estos eventos tiene connotaciones y alcances muy distintos. Esencialmente, las inundaciones y en menor grado las sequías, son problemas eminentemente humanos, ya que la estructura de los ecosistemas inundables y la biota están ajustados mediante mecanismos de selección adaptativa que han operado en forma continua durante períodos muy prolongados. La inundación es la malla de procesos biológicos, sociales, económicos, políticos y culturales que parten del desborde anormal de las aguas sobre un territorio. Esta situación puede resultar detrimental por su magnitud, por su amplitud, por lo inesperado de su ocurrencia, pero también por la incoherencia del funcionamiento de la sociedad humana antes, durante y después de su manifestación.

Los ríos como sistemas estables

Con frecuencia se ha mencionado a los ríos como sistemas inestables quizás, queriendo referirse a la gran variabilidad espacial y temporal de los ríos.

Cuando se los analiza globalmente (cuenca + curso del río + planicie) en series largas de tiempo (siglos) se advierte que son sistemas muy estables, con características propias: o sea, únicos. La comparación de imágenes satelitales de distintas épocas y aún el registro geológico y paleontológico permiten apreciar que la variabilidad del medio físico y químico es grande, las características geomorfológicas y bióticas se mantienen dentro de un entorno de variación.

La aseveración anterior es importante ya que contraria a estas características numerosos trabajos ecológicos han considerado a las planicies fluviales como ecotonos o "sistemas de transición tierra/agua".⁵⁸

Consideramos que, al menos en el sentido de Clements⁵⁹, la definición de "ecotono tierra-agua" está mal em-

- NEIFF, J. J. Fluctuaciones de la vegetación acuática en ambientes del valle de inundación del Paraná Medio. *Physis (B)*, 38:41-53, 1978.
- NEIFF, J. J. & REBORATTI, H. J. Estructura y dinámica de bosques de *Tessaria integrifolia*. II. Análisis de crecimiento y productividad. *Bol. Soc. Arg. Bot.*, 26(1-2): 39-43, 1989.
- TUNDISI, J. G. *Op. cit.*
- ⁵⁵ OLIVEIRA, C. Phenological studies of *Salix humboldtiana* in flooded forest (varzea) in Central Amazonia. Book of Abstracts XXVI Congr. of Silv. São Paulo (Brasil), 23-29. Jul. 1995. 279 p.
- ⁵⁶ CASCO, S. L.; NEIFF, J. J. & POI DE NEIFF, A. S. G. Ecological responses of two pioneer species to a hydrological connectivity gradient in riparian forests of the lower Paraná River. *Plant Ecol.*, 209:167-177, 2010.
- ⁵⁷ NEIFF, J. J. Fluctuaciones de la vegetación acuática en ambientes del valle... *Op. cit.*
- ⁵⁸ HOLLAND, M. M. (Compilador). SCOPE/MAB technical consultations on landscape boundaries: report of a SCOPE/MAB workshop on ecotones. *Biology International. Special Issue*, 17:47-106, 1988.
- NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H. & FOURNIER, F. (Eds.). *Role of land/inland water ecotones in landscape management and restoration: a proposal for a collaborative research*. MAB Digest 4, Paris: UNESCO, 1989. 1-93.
- JUNK, W. J.; BAILEY, P. B. & SPARKS, R. E. *Op. cit.*
- KOLASA, J. & ZALEWSKI, M. Notes on ecotone attributes and functions. *Hydrobiología*, 303:1-7, 1995.
- WARD, J. V.; TOCKNER, K. & SCHIEMER, F. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers*, 15:125-139, 1999.
- ⁵⁹ CLEMENTS, F. E. *Research Methods in Ecology*. Nebras-

pleada para las planicies inundables. Para que las mismas lo fueran, el medio físico-químico debería tener un régimen de fluctuación (climático, hidrosedimentológico) poco previsible. Además, deberían predominar poblaciones de nichos estrechos (estenotípicos) como componentes del ecotono. Ambas condiciones no son las más frecuentes en los ríos. Las series largas de tiempo en los valores hidrométricos muestra fenómenos recurrentes (limnofases y potamofases) cuyas características se mueven alrededor de una amplitud que es propia de cada río, sección y sector de la planicie inundable. Por otra parte, las especies que viven en estas planicies han tenido una selección adaptativa a lo largo de la evolución que las llevó a poseer gran plasticidad (“euritípicas”) que pueden vivir en una gama amplia de condiciones a lo largo del tiempo. Muchas de ellas, además, están adaptadas para migrar.

Es posible el manejo sostenible en los ríos?

El conocimiento de los sistemas ecológicos, provee la base para su manejo. A su vez, el manejo implica la posibilidad de reconocer los estados posibles del universo que se analiza y establecer en qué medida los mismos pueden ser alterados sin producir una modificación indeseable en la estabilidad del sistema. La percepción de los procesos fluviales, individualmente, resulta clara, no así a escala del sistema como un todo, desde que tenemos limitaciones para captar la información contenida en un sistema natural y, más aún, de su evolución, en forma directa.⁶⁰

El manejo de la naturaleza generalmente se apoya en el conocimiento de relaciones poco cambiantes, de tipo causal en el espacio y en el tiempo entre los elementos o hechos, que se denominan *constricciones*. Contrariamente, cuando un estado del sistema puede asociarse a cualquier otro, se le llama *caos*. En términos generales los ecosistemas, individual y colectivamente, son restrictivos, si bien algunos procesos se vuelven temporalmente caóticos. Por ejemplo, la fluctuación hidrométrica de un río en una serie secular afecta una función de tipo recurrente, que se mueve en un entorno relativamente predecible. También existen peridiogramas, como aquellos que caracterizan a las grandes inundaciones, que pueden tener comportamiento caótico, son mucho menos previsibles, en razón que sólo disponemos de información de apenas cien años (lo que es un “flash” en la historia de un río).

Si un sistema adaptativo, por su organización interna, adquiere la posibilidad de discriminar y modificar la varie-

ka: Univ. Publishing Co., 1905. 512 p.

⁶⁰ ELOSEGI, A. & SABATER, S. (Eds.). *Conceptos y Técnicas en ecología fluvial*. Bilbao: Fundación BBVA, 2009. p. 1-444.

dad ambiental y sus constricciones y, a la vez, responder a ellos, se dice que el sistema ha asimilado a su organización parte de la variedad y las constricciones ambientales. Cualquiera sea la naturaleza, un sistema adaptativo de las características antes señaladas tendrá:

- cierto nivel de plasticidad o tensión respecto de su medio;
- mecanismos que aporten variedad, como fuente potencial de variabilidad adaptativa;
- posibilidad de operar selectivamente para discriminar aquellas variaciones más eficientes en términos ambientales;
- disposición a propagar o reproducir los *estados más exitosos* del sistema.

Estas propiedades caracterizan, por ejemplo, a las plantas y animales que viven en un sistema fluvial. Están allí porque los procesos de selección y de adaptación, operados a través de miles de años han determinado su persistencia.⁶¹ Muy pocas evaluaciones de riesgos ambientales en los ríos han resultado exitosas debido a que están basadas en las concepciones tradicionales de relaciones causales como vínculos simples y hoy se conoce que existen otros tipos de interacciones en la dinámica del desarrollo, el mantenimiento o el cambio de los sistemas. La clase de relación que aparece con frecuencia creciente es la denominada *función escalonada*, la cual implica que una variable no tiene efecto apreciable sobre los estados del sistema mientras su valor no aumente o disminuya en determinado valor mínimo. Es posible entonces, que los resultados no muestren relaciones significativas, aunque las mismas existan.

Otra situación que ha sido poco tenida en cuenta es que, en oportunidades se producen *efectos de amortiguación* que retardan los efectos de las variables hasta alcanzar cierta fecha posterior en el proceso. Ambas funciones generan muchos problemas en la interpretación de las relaciones entre causas y estados de un sistema y, hasta pueden inducir a interpretaciones – estadísticamente válidas –, pero que no representan al funcionamiento del sistema en una serie de tiempo. De hecho, coincidencia no implica causalidad.

En la interpretación de los sistemas, si bien se admite la existencia de múltiples variables, es posible jerarquizar las variables clave o “*factores clave*” en el sentido de Odum⁶², variables forzantes, como también se las denomina.

Las relaciones entre variables, se pueden conceptualizar según la idea de Buckley⁶³:

⁶¹ MACHADO-ALLISON, C. E.; MACHADO ALLISON, A.; RODRIGUEZ, D. & RNAGEL, Y. *Principios de Evolución*. Caracas, Venezuela: Academia de Ciencias Físicas, Matemáticas y Naturales, 2009. p. 1-231.

⁶² ODUM, E. *Ecología*. México: Ed. Interamericana, 1972.

⁶³ BUCKLEY, W. *La sociología y la teoría moderna*. Buenos Aires: Amorrortu Eds., 1982. 149 p.

- *Relaciones causales tradicionales*, en las que un fenómeno dado, está relacionado con fenómenos anteriores o causas, mediante nexos de una sola vía.
- *Teleología o causa final*, cuando un hecho se analiza por su relación con hechos o consecuencias futuras.
- *Relaciones recíprocas o mutuas* cuando no hay una causa y un efecto en el sentido tradicional, sino que ambas son, alternativamente causa o efecto, debido a que cada uno condiciona al otro. Este tipo de relaciones constituye la sustancia del análisis exhaustivo de los sistemas naturales.
- *Cadenas causales circulares* (pseudoretroalimentación), cuando el efecto de una variable, o hecho, influye directamente sobre el hecho original mediante una o varias consecuencias, hechos o variables de carácter intermedio. Estas cadenas son frecuentes en el funcionamiento de los sistemas autorregulados.
- *Circuitos de retroalimentación*, en los que se hallan parámetros internos que operan en concordancia con señales o símbolos representativos de ciertos estados relacionados con la meta final.

La explicación al problema de la causalidad, que es uno de los sustentos del manejo ambiental, puede encontrarse en los conceptos desarrollados por la teoría general de sistemas.

La simplificación absoluta de “*todo lo que ocurre tiene una causa*” o “*a igualdad de causas, igualdad de efectos...*”, o “*las diferencias en los efectos responden a diferencias en las causas*” puede modificarse a partir de los conceptos de *equifinalidad* y de *multifuncionalidad*, mediante las cuales, condiciones iniciales diferentes producen efectos finales similares o, en condiciones iniciales similares, pueden producirse efectos finales diferentes.

El análisis tradicionalista de la causalidad como función biyectiva, ha sido poco eficaz para el tratamiento de fenómenos tales como la emergencia, el propósito, la autorregulación y la adaptación. En gran medida a conducido a los fracasos de las evaluaciones ambientales.

La crisis del agua. Antes que los ríos mueran...

No resulta fácil imaginar las relaciones entre la disponibilidad de agua de los ríos y las demandas de la sociedad, debido a los cambios climáticos, a la aparición de nuevas necesidades y también de nuevas tecnologías.

Algunos modelos dan cuenta que la demanda mundial de agua dulce se triplicó entre 1950 y 1990 y que podría duplicarse en 2025.

Hoy, el 40% del agua utilizada, se usa para riego de unas 250 millones de hectáreas de cultivos para producción de alimentos y fibras. Al ritmo actual de crecimiento de la población mundial, en el año 2100 será necesario tener en producción unos 350 millones de hectáreas bajo riego. Esto representa la necesidad de una fuerte inversión económica, próxima a U\$S 1.250 billones.

Esta cantidad no es demasiado grande, si se tiene en cuenta que la guerra entre Estados Unidos de Norteamérica e Irak habría tenido un costo directo de U\$S 1.556,8 billones. Ha de tenerse en cuenta que el subsidio tecnológico a la agricultura implica un aumento muy grande de la energía utilizada y los consiguientes costos de contaminación en las aguas superficiales (agroquímicos, desechos sólidos y gaseosos de los combustibles), que determinarían impactos importantes sobre la calidad del agua accesible.

Si la situación actual no se modificara, habría una deficiencia marcada en la cantidad de agua dulce accesible para consumo, especialmente en los países subdesarrollados que son los que sufren y sufrirán los mayores impactos. La falta de sistemas de tratamiento de residuos domiciliarios y la cantidad creciente de agroquímicos y de metales pesados que van a las aguas superficiales, serán una amenaza creciente, al que debería adicionarse el aumento creciente de residuos de medicamentos (diclofenax, esteroides etc.) que son poco degradables.

La utilización de los ríos para generación eléctrica y para riego, significa quitarles quita energía, que los cursos de agua utilizan para moldear el paisaje y para mantener la productividad. Mientras la termodinámica diga que *“la energía no se crea ni se pierde”* esta utilización del aguas producirá impactos que deben ser cuidadosamente previstos y manejados. La determinación de lo que habitualmente denominan “caudal ecológico” es mucho más que establecer la cantidad mínima de agua que debe escurrir por una sección determinada. Implica el uso de herramientas de gestión que compatibilizan las demandas de la sociedad y las características del régimen de pulsos.⁶⁴

Estos disturbios tienen un fuerte impacto sobre los ecosistemas. Algunos ríos como el Rhin han sido declarados “ríos muertos”, pudiéndose encontrar una situación semejante en el Riachuelo o algunos tramos del Reconquis-

⁶⁴ CABRAL CRUZ, R. *Prescrição de vazão ecológica: Aspectos conceituais e técnicos para bacias com carência de dados*. Tesis doctoral. Univ. Federal do Rio Grande do Sul, Brasil. Partes I, II y III. Rio Grande do Sul, Brasil, 2005.

ta (Buenos Aires) y en otros ríos del tramo bajo del Paraná, donde se registra una fuerte reducción de las capturas de peces de interés comercial.

Este proceso de deterioro tiene implicancias geopolíticas en los ríos transfronterizos, debido a que los disturbios que se producen en la cuenca alta son recibidos por las poblaciones que se encuentran aguas abajo. En la cuenca alta del río Pilcomayo, en Bolivia, se realiza una intensa actividad minera a cielo abierto que tiene 546 años de antigüedad y que ha dejado sus huellas en el tramo medio del río, compartido por Paraguay y Argentina.

Perspectiva actual y acciones necesarias

En los años sesenta, la humanidad creía sucumbir ante las dificultades para generar alimentos para una población que crecía en escala geométrica. Esta percepción Malthusiana perdió vigencia al conocer mejor la relación entre la producción de recursos en la naturaleza y la demanda del aumento poblacional. Como señala Margalef, la producción primaria neta del globo se estima en algo más de 60 mil millones de toneladas de carbono orgánico/año (aproximadamente $100 \times 10^{12} \text{W}$), con diferencias espaciales importantes (entre 50 y 1.400g C/m^2 en distintas geografías). Las necesidades básicas de una población de 9.000 millones de personas se aproximan a 1,08 TW que es mucho menos que la producción global de la biosfera y representa menos del 10% de la producción de los ecosistemas utilizados por el hombre.⁶⁵ Estos números no representan las demandas exosomáticas de recursos naturales que, en algunas ciudades desarrolladas, superan en 30-40 veces el gasto energético del metabolismo básico.

En los años 70 y 80, la atención se desvió hacia resolver el problema de los diseños sólidos, líquidos y gaseosos, cuya producción tiene una relación directa con el aumento del gasto de la energía exosomática. Es decir, aquellas ciudades con mayor confort son claramente las mayores productoras de contaminación.

En los años 90 y hasta hoy, ganó importancia la preocupación por los efectos negativos del cambio climático de origen antrópico. Es curioso que se haya dirigido la atención sobre los efectos directos (cambios en la asignatura climática de distintos lugares de la biosfera, especialmente temperaturas y lluvias) sin que se hayan realizado suficientes estudios referidos a estos impactos en las cuencas hidrográficas.

⁶⁵ MARGALEF, R. Ecología como marco conceptual de reflexión sobre el hombre. En: DOU, A. (Ed.). *Ecología y Culturas*. Madrid: UPCM, 1988. p. 15-31.

La cantidad total de energía que circula en los ríos del mundo, es una cantidad mucho mayor que la energía capturada por los cultivos y por los ecosistemas naturales como producción primaria neta, ya mencionada. El caudal líquido de los ríos es un buen indicador de tendencias a nivel continental, ya que es enteramente dependiente del balance de temperaturas y del balance hídrico. Parafraseando a Sioli *los ríos son las arterias del paisaje*. Cambios climáticos representarán modificaciones en la disponibilidad de agua de los ríos, lo que determinará modificaciones en los procesos de erosión-transporte-sedimentación. Esto tendrá consecuencias sobre la navegación, pero también sobre la distribución y abundancia de las poblaciones animales y vegetales, sobre la disponibilidad de agua para abastecimiento de las ciudades de la cuenca, del agua para riego (necesaria para la agricultura, ganadería y minería), y también tendrá un efecto muy importante sobre la carga de lavado de sustancias contaminantes producidas en las cuencas.

Es por eso necesario repensar la función y destino de los ríos en un universo con asimetrías poblacionales, desigualdad en la distribución de los recursos, aumento de la contaminación, fragmentación de los cursos de agua por obras de aprovechamiento hídrico, y cambios en la disponibilidad de agua como consecuencia de cambios climáticos naturales e inducidos por el hombre.

Los ríos y sus humedales son mucho más que “agua limpia”. Son escenarios de vida tanto para plantas y animales como para el hombre, según lo demuestra la historia. La percepción humana de estos ecosistemas ha cambiado favorablemente. Las investigaciones en este campo son aún incipientes y pocas veces permiten responder de forma eficaz en períodos de crisis (inundaciones, sequías u otras causas de estrés). Es necesario

- mejorar el conocimiento de su variabilidad y de los factores que regulan su estabilidad;
- rescatar “la cultura del agua”, mediante la cual el hombre convivía con eventos extremos de inundación y sequía unos 5.000 años antes del presente;
- avanzar en investigaciones para conocer el uso sostenible de los humedales y sus recursos, dentro de programas de ordenamiento territorial de las cuencas;
- detectar y calificar aquellas acciones y procesos que constituyan amenazas actuales y potenciales;
- analizar los efectos del cambio climático global en los humedales, a nivel regional y suprarregional;

Juan José Neiff es magister en Ecología Acuática Continental, doctor en Biología y profesor de Educación Ambiental en la Universidad Nacional del Nordeste. Es investigador principal del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y director del Centro de Ecología Aplicada (CECOAL), Corrientes, Argentina.
jj@neiff.com.ar

- acrecentar las acciones de monitoreo permanente a nivel de indicadores de cambio de estado del medio natural;
- gestionar programas destinados a la recuperación de la salud de los ecosistemas y al desarrollo de alternativas de uso sostenible.

Estas investigaciones no debieran ser un compromiso exclusivo de los científicos, debería involucrar a los distintos estamentos de la sociedad. La conservación de los ríos no depende solamente del conocimiento que se pueda lograr sobre ellos, también requiere de buenos hábitos de respeto al ambiente y de su uso responsable.

O RIO PARAGUAI E
SUA PLANÍCIE DE INUNDAÇÃO
O PANTANAL MATO-GROSSENSE

Débora Fernandes Calheiros
Márcia Divina de Oliveira

O rio Paraguai é o principal tributário da Bacia do Alto Paraguai. Sua extensa área inundável e a de seus afluentes formam o Pantanal Mato-Grossense, uma das maiores áreas úmidas do mundo. O pulso de inundação rege o seu funcionamento hidroecológico, conferindo características biogeoquímicas e ecológicas particulares que sustentam serviços ambientais vitais, como oferta de água e biodiversidade. Contudo, vários impactos ameaçam sua conservação, como o assoreamento dos rios, resultante dos processos erosivos decorrentes de desmatamento e mineração no planalto que circunda a planície pantaneira, o projeto de hidrovía Paraguai-Paraná e a implantação de mais de uma centena de hidrelétricas. A poluição por esgoto associada ao uso excessivo de pesticidas e fertilizantes, bem como a introdução de espécies exóticas são outras ameaças importantes. O efeito sinérgico de todos esses impactos deixa o bioma e seu principal rio vulneráveis, especialmente sob cenários de mudanças climáticas.

Introdução

Desde 1988, o grupo de Limnologia da Embrapa Pantanal tem pesquisado o rio Paraguai, seus principais tributários e sua extensa planície de inundação, o Pantanal Mato-Grossense, pertencentes à Bacia do Alto Paraguai (BAP), com enfoque na bacia hidrográfica como unidade de estudo, planejamento e gestão. A compreensão da principal função de força do sistema BAP/Pantanal, o pulso de inundação anual e interanual como fenômeno responsável pela interação dos processos hidrológicos e ecológicos, tem sido o centro das investigações. Apresentamos aqui, primeiramente, as principais características e os processos hidroecológicos do rio Paraguai, o mais importante canal de drenagem da BAP; em seguida, discutimos as ameaças atuais e potenciais para a sua conservação – especialmente as que influenciam a hidrodinâmica e a interação aquático-terrestre em termos biogeoquímicos, a oferta de habitats e a composição, estrutura e dinâmica de organismos aquáticos.

O Pantanal é declarado Patrimônio Nacional pela Constituição Federal¹ do país. Em 2000, o bioma foi considerado, pela comissão internacional do Programa O Homem e a Biosfera da UNESCO, como Reserva da Biosfera², tornando-se a terceira maior reserva do mundo no gênero. Há, ainda, o complexo de unidades de conservação do Parque Nacional do Pantanal Mato-Grossense – também Patrimônio Natural da Humanidade³ –, além de três sítios Ramsar⁴: o Parque Nacional do Pantanal Mato-Grossense e as duas Reservas Particulares do Patrimônio Natural – RPPNs do SESC Pantanal e da Fazenda Rio Negro. Dada a importância hidroecológica da região, aumenta significativamente para os governos e a sociedade regional e nacional a responsabilidade quanto à implantação de políticas públicas.

A região denominada Pantanal ou planície pantaneira, que compreende as áreas abaixo de 200 metros de altitude, depende sobremaneira das interações com a região do planalto, localizada no entorno do Pantanal, com altitudes acima de 200 metros, compreendendo as nascentes e os divisores da Região Hidrográfica do Paraguai (figura 1) com outras Regiões Hidrográficas brasileiras (Paraná, Tocantins-Araguaia e Amazônica). Portanto, os desafios para promover a gestão regional de águas pressupõem o entendimento das relações entre as funções que ocorrem na planície (Pantanal) e no planalto⁴.

¹ BRASIL. *Constituição da República Federativa do Brasil*. 1988. Disponível em <http://www.senado.gov.br/sf/legislacao/const/> Acesso em 15 de setembro de 2009.

² UNESCO. *Biosphere Reserve Information – The Pantanal Biosphere Reserve*. MAB – Man and Biosphere Programme. Biosphere Reserves Directory, 2000. Disponível em: <http://www.unesco.org/mabdb/br/brdir/directory/biores.asp?code=BRA+03&mode=all>. Acesso em 22 de fevereiro de 2011.

³ UNESCO. *World Heritage by United Nations – Pantanal Conservation Complex on the World Heritage List*. 2000. Disponível em: <http://whc.unesco.org/en/decisions/2428>. Acesso em fevereiro de 2011.

⁴ BRASIL. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai*. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos. Brasília: MMA, 2006. 140 p. Disponível em: http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=publicacao_publicacoesPorSecretaria&idEstrutura=161. Acesso em 2 de setembro de 2009.

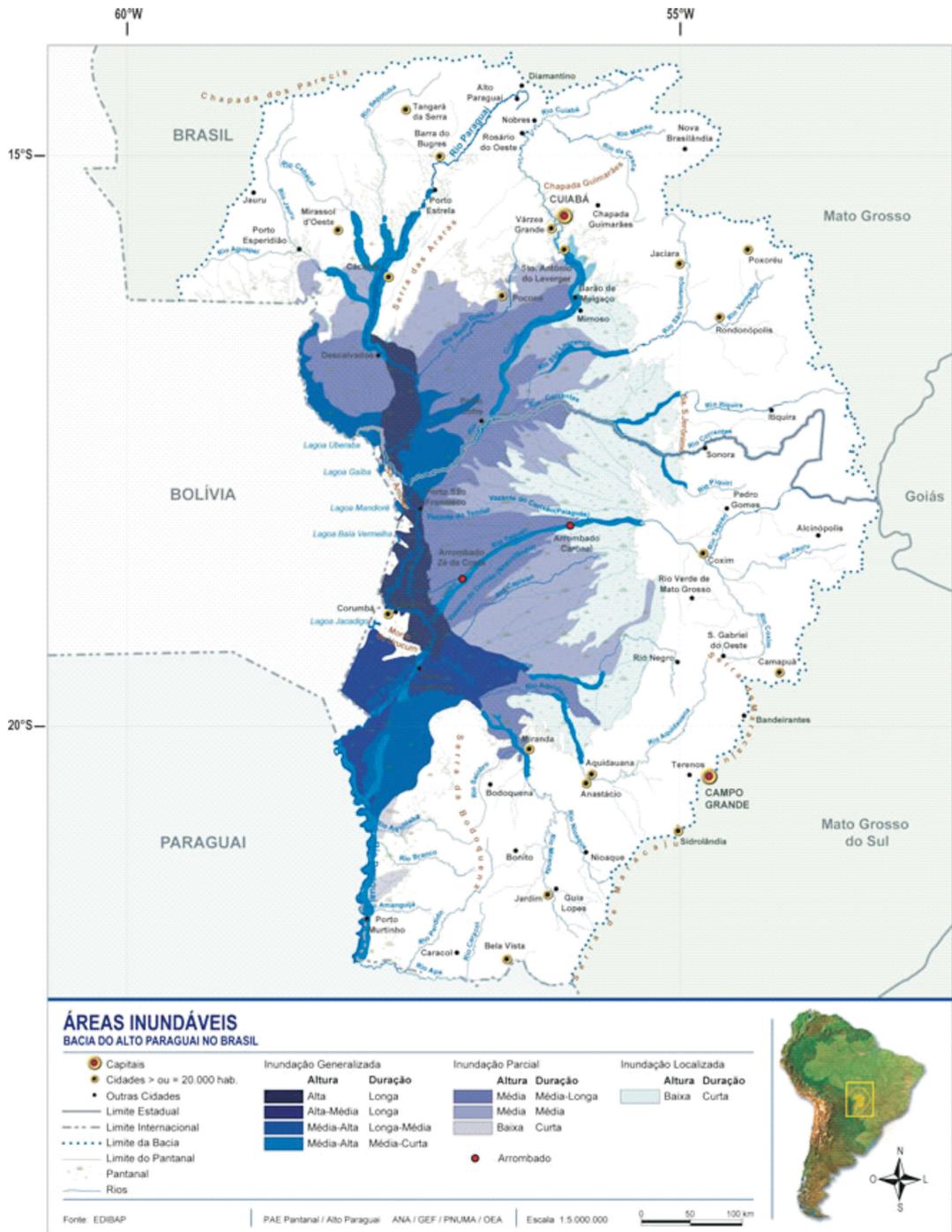


Figura 1: Mapa da Bacia do Alto Paraguai no Brasil. Localização dos principais rios formadores do Pantanal e das áreas de cada sub-bacia sujeitas a inundação e/ou alagamento (identificados por vários tons de azul – vide legenda), além da parte alta do planalto circundante (branco), da região das cabeceiras e do divisor de águas. Vide também as principais cidades pantaneiras e peripantaneiras. Fonte: ANA/GEF/PNUMA/OEA

⁵ BRASIL. *Estudo de Desenvolvimento Integrado da Bacia do Alto Paraguai* – EDIBAP. Relatório da Primeira Fase: Descrição Física e Recursos Naturais, t. 2. Brasília: SUDECO/PNUD/OEA, 1979.

⁶ BRASIL. *Plano de conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal): PCBAP* – Análise integrada e prognóstico da bacia do Alto Paraguai. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Programa Nacional do Meio Ambiente. Brasília, DF: PNMA, 1997. 12 v. il.

⁷ ANA. *Diagnóstico Analítico do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai* – Implementação de práticas de gerenciamento integrado de bacia hidrográfica para o Pantanal e Bacia do Alto Paraguai. Brasília: Agência Nacional de Águas – ANA/GEF/PNUMA/OEA, 2004. Disponível em: <http://www.ana.gov.br> Acesso em 3 de fevereiro de 2011.

⁸ RAMSAR. Ramsar Convention Secretariat. *The annotated Ramsar List of Wetlands of International Importance – Brazil*. 2010. Disponível em: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-pubs-annolist-annotated-ramsar-16692/main/ramsar/1-30-168%5E16692_4000_0. Acesso em 18 de janeiro de 2011.

⁹ ALHO, C. J. R.; LACHER, T. E. & GONÇALVES, H. C. Environmental degradation in the Pantanal ecosystem. *BioScience*, 38(3)164-171, 1988.
LOURIVAL, R. F. F.; DA SILVA, C. J.; CALHEIROS, D. F. *et al.* Impactos da Hidrovia Paraná-Paraguai na Biodiversidade Pantaneira. Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócioeconômicos do Pantanal, 2. *Anais*. Corumbá: EMBRAPA-CPAP, 1999. p. 518-534.
DA SILVA, C. J. Ecological basis for the management of the Pantanal – Upper Paraguay River Basin. In: SMITS,

Todos os estudos realizados na região, como o Estudo de Desenvolvimento Integrado da Bacia do Alto Paraguai – EDIBAP⁵, o Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP⁶ e o Projeto GEF Pantanal/Alto Paraguai entre 1999-2004⁷, apontam para a mesma direção: a da necessidade de mecanismos especiais de gestão que possam viabilizar produção com conservação. Por seu valor em termos de área úmida de importância internacional, segundo a Convenção Ramsar⁸, e por sua fragilidade, o Pantanal deveria demandar um cuidado especial para se alcançar o desenvolvimento realmente sustentável da região⁹.

Atualmente, com a proposição do Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH)¹⁰ e dos Planos Estaduais do Mato Grosso (PERH-MT) e do Mato Grosso do Sul (PERH-MS), tem-se uma grande oportunidade de viabilizar a implementação de ações para uma gestão integrada. Caso não o seja, muito provavelmente outras análises serão realizadas, demonstrando, mais uma vez, o quadro progressivo e preocupante dos usos, da degradação e, conseqüentemente, a necessidade de recursos financeiros ainda maiores para a correção dos danos provocados.¹¹

O sistema BAP/Pantanal oferece serviços ambientais que sustentam atividades econômicas na região do planalto, como a disponibilidade de água para atividades agroindustriais e áreas urbanas. Na planície, as atividades tradicionais da sociedade pantaneira – a pesca, pesca turística, o manejo natural das pastagens nativas para a pecuária – bem como a conservação da biodiversidade para o turismo, além da conservação do próprio ecossistema, dependem profundamente da sua saúde ambiental.

Rio Paraguai

1. Hidrologia

O rio Paraguai nasce em território brasileiro e sua região hidrográfica abrange uma área de drenagem de 1.095.000km², sendo 33% no Brasil e o restante na Bolívia, Paraguai e Argentina. Trata-se, portanto, de uma bacia transfronteiriça. A Região Hidrográfica do Paraguai, ou Bacia do Alto Paraguai (BAP), compreende, no território brasileiro, uma área de 362.259km², dos quais 52% correspondem ao Mato Grosso e 48% ao Mato Grosso do Sul. Cerca de 1,9 milhão de pessoas vivem na região, o que equivale a 1% da população do Brasil, sendo 84,7% em áreas urbanas. As cidades de Cuiabá (483 mil habitantes), Várzea Grande, (215 mil habitantes), Rondonópolis (150 mil habitantes) e

A. J. M. et al. (Ed.). *New approaches to river management*. Leiden, Netherlands: Backhuys Publishers, 2000. p. 97-117.

HAMILTON, S. K. Human impacts on hydrology in the Pantanal wetland of South America. *Water Sci. Technol.*, 45:35-44, 2002.

UNU-IAS. *Inter-linkages Approach for Wetland Management: The Case of the Pantanal Wetland*. Proceedings of the Workshop 'Pantanal Wetland: Inter-linkages Approach for Wetland Management – best practices, awareness raising and capacity building', Porto Cercado, Mato Grosso, Brazil, 2003. United Nations University - Institute of Advanced Studies (UNU-IAS) and Federal University of Mato Grosso. Japan: UN-IAS/Report, 2004. 23 p.

HARRIS, M. B.; TOMAS, W.; MOURÃO, G.; DA SILVA, C. J.; GUIMARÃES, E.; SONODA, F. & FACHIM, E. Safeguarding the Pantanal Wetlands: Threats and Conservation Initiatives. *Conservation Biology*, 19:714-720, 2005.

JUNK, W. J. & NUNES DA CUNHA, C. Pantanal: a large South American wetland at a crossroads. *Ecological Engineering*, 24:391-401, 2005.

CALBEIROS, D. F.; ARNDT, E.; RODRIGUEZ ORTEGA, E. & SILVA, M. C. A. *Influência de usinas hidrelétricas no funcionamento hidro-ecológico do Pantanal Mato-grossense – Recomendações*. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2009. (Série Documentos – DOC 102). 21 p. Disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/DOC102.pdf>. Acesso em 11 de fevereiro de 2011.

¹⁰ BRASIL. *Plano Nacional de Recursos Hídricos – Síntese Executiva*. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos. Brasília: MMA, 2006. 135 p. Disponível em: <http://www>.

Cáceres (85 mil habitantes), no Mato Grosso, e Corumbá (95 mil habitantes), no Mato Grosso do Sul, são os principais centros populacionais.¹²

O rio Paraguai, principal tributário da BAP, nasce na Chapada dos Parecis, entre as serras de Tapirapuã e Tira Sentido, introduzidas no complexo da Província Serrana e Depressão do rio Paraguai, nos Municípios de Diamantino e Alto Paraguai, no Mato Grosso.¹³ É um dos mais importantes rios de planície do Brasil, com 2.621km de extensão no sentido norte-sul; destes, 1.693km estão em território brasileiro. Nasce em altitudes de 430 e 440 metros que escoam em terrenos com pouca declividade.¹⁴ Incrustado no centro da América do Sul, confere à extensa planície de inundação do Pantanal uma grande variedade de fauna e flora, procedentes de regiões da Amazônia, do Chaco, do Cerrado e da Mata Atlântica, que contribuem para sua diversidade biológica, sustentada pelo regime de todo o sistema fluvial.¹⁵ Quando o nível máximo anual do rio Paraguai em Ladário (MS) é igual ou superior a 4m, considera-se que existe cheia no Pantanal. Quando o nível varia de 4 a 5m, a cheia é pequena; de 5 a 6m, a cheia é normal; acima de 6m, é uma grande cheia. Em anos chuvosos, como aconteceu em 1988 (6,64m – maior marca histórica) e 1995 (6,56m – terceira marca do século), o rio Paraguai, no Pantanal, expande seu leito de inundação, alcançando até 20km de largura.¹⁶

De acordo com os dados do PNRH¹⁷, a Região possui a vazão média de 2.367,61m³/s, e a vazão com permanência de 95% do tempo (Q₉₅) de 785,64m³/s (33% da vazão média), o que representa 1,31% da vazão média brasileira (179.433m³/s) e 0,92% da vazão Q₉₅ (85.495m³/s). Contudo, os rios de maior vazão média não são necessariamente os de maior vazão Q₉₅. Comparativamente às demais, a região do Alto Taquari tem contribuição alta, seguida do Baixo Taquari e São Lourenço, enquanto os rios Miranda, Aquidauana e Apa não possuem contribuição significativa, com cerca de 26m³/s cada. Em relação à vazão específica que representa as regiões mais e menos produtoras de água, a vazão específica no país varia de menos de 2 L/s/km² nas bacias da região semiárida até mais de 40 L/s/km² no noroeste da Região Amazônica, sendo que a média nacional é igual a 21 L/s/km². No caso da Região Hidrográfica do Paraguai, a vazão específica conta com um valor considerado baixo (cerca de 15 L/s/km² – planalto), pois, apesar da abundância de água oriunda da região do planalto, a região do Pantanal não é produtora de água, resultado da baixa contribuição da mesma ao escoamento superficial e da elevada evapotranspiração.

google.com.br/#hl=pt-BR&source=hp&biw=1024&bih=677&q=prnh+cnrh+srh+gov+br&aq=3&aqi=g4&aql=&ooq=prnh+&fp=f926204f2a582070
Acesso em 2 de setembro de 2009.

¹¹ BRASIL. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai*. Op. cit.

¹² BRASIL. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai*. Op. cit.

¹³ CASARIN, R. *Caracterização dos principais vetores de degradação ambiental da bacia hidrográfica Paraguai/Diamantino*. Tese Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, 2007. 186 p.

¹⁴ BRASIL. *Projeto RADAM-BRASIL*. Folha SE.21 Corumbá. Geologia, Geomorfologia, Solos, Vegetação e Uso Potencial da Terra; Levantamento de Recursos Naturais. Rio de Janeiro: Ministério de Minas e Energia, 1982. 448 p.

¹⁵ PRANCE, G. T. & SCHALLER, G. B. Preliminary study of some vegetation types of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. *Brittonia*, 34:228-251, 1982.

¹⁶ BRASIL. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai*. Op. cit.

ANA. *Diagnóstico Analítico do Pantanal e Bacia...* Op. cit.

¹⁷ BRASIL. *Plano Nacional de Recursos Hídricos...* Op. cit.

¹⁸ ANA. *Programa de Ações Estratégicas para o Gerenciamento Integrado do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai*. Brasília: Projeto GEF Pantanal/Alto Paraguai. ANA/GEF/PNUMA/OEA, 2004. (Síntese Executiva).

¹⁹ ANA. *Diagnóstico Analítico do Pantanal e Bacia...* Op. cit.

²⁰ ANA. *Diagnóstico Analítico do Pantanal e Bacia...* Op. cit.

²¹ CARVALHO, N. O. Hidrologia da Bacia do Alto Paraguai. Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-eco-

Em relação à sazonalidade e ao escoamento superficial, o Plano de Ações Estratégicas da ANA¹⁸ apresenta a distribuição das vazões sazonais entre os anos de 1939 e 2003, demonstrando a influência das estações do ano e do regime de chuvas nesta Região Hidrográfica. Não existe grande variação em relação ao período do ano de maiores e menores vazões nos afluentes do rio Paraguai. Entretanto, o período de maiores e menores vazões é diferenciado em relação aos seus afluentes, o que demonstra a importância que o Pantanal possui na regularização das vazões do rio Paraguai.

Os principais formadores do rio Paraguai são os rios Cuiabá/São Lourenço, Jauru e Sepotuba no Mato Grosso, e os rios Taquari, Miranda/Aquidauana e Apa no Mato Grosso do Sul. No planalto, as vazões específicas atingem entre 13-18 L/s/km², e no Pantanal, em geral são inferiores a 0,5 L/s/km². Na parte norte do Pantanal, a contribuição dos tributários que descem do planalto corresponde a 72% das vazões que chegam ao rio Paraguai. Na parte sul do Pantanal, corresponde a 28%. As contribuições da parte norte do Pantanal são: Alto Paraguai, 27%; Alto e Médio Cuiabá, 20%; São Lourenço, 14%; Correntes-Itiquira-Piquiri, 11%. As contribuições da parte sul do Pantanal são: Alto Taquari, 16%; Negro, 3%; Alto Aquidauana, 5%; e Alto Miranda, 4%.¹⁹

No rio Cuiabá, o principal tributário, as maiores vazões são registradas entre os meses de dezembro (464m³/s) e fevereiro (808m³/s), e as menores entre junho (124m³/s) e agosto (107m³/s), em Cuiabá (MT). O rio Miranda (MS) também apresenta as maiores vazões de dezembro (134m³/s) a fevereiro (144m³/s), e as menores de junho (76,8m³/s) a agosto (40,2m³/s). As maiores vazões do rio Paraguai (2.950m³/s) ocorrem entre junho e agosto, e as menores (1.900m³/s), entre dezembro e janeiro.²⁰

Devido às características geomorfológicas e hidrodinâmicas, a onda de cheia só atinge a região de Corumbá dois ou três meses depois, e a região de Porto Murtinho cerca de cinco meses depois.²¹ Em Cáceres (MT), a maior vazão média ocorre no mês de março, final do período chuvoso; em Porto São Francisco (MS), acontece em abril e maio; em Corumbá/Ladário (MS), no trecho médio brasileiro, entre abril e julho, e em Porto Murtinho (MS), no final da bacia, é maior entre junho e agosto, em ambos os casos, completamente fora do período chuvoso. Pouco mais ao sul de Ladário, em Porto Esperança, o rio Paraguai apresenta um primeiro pico de enchente em fevereiro-março, originado das descargas dos tributários do sul da bacia (Miranda, Aquidauana,

nômicos do Pantanal, 1. 1984, Corumbá. *Anais*. Brasília: EMBRAPA-DDT, (EMBRAPA-CPAP. Série Documentos, 5), 1986. p. 43-49.

²² CARVALHO, N. O. Hidrologia da Bacia do Alto Paraguai. *Op. cit.*

Negro e Taquari). Estes aspectos demonstram que o Pantanal funciona como um grande reservatório que retém a maior parte da água oriunda do planalto e regulariza a vazão do rio Paraguai em até cinco meses entre as vazões de entrada e saída. Além do comportamento sazonal, o fenômeno das enchentes apresenta uma periodicidade plurianual, com alternância de períodos de seca e de cheia²² (figura 2).

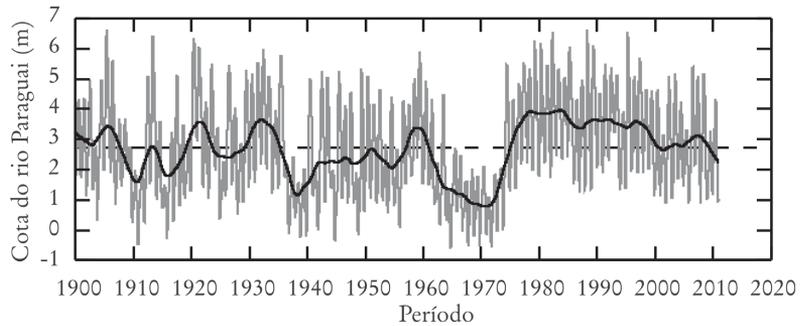


Figura 2: Cotas diárias do rio Paraguai medidas na régua de Ladário (MS), em cinza, e visualização das variações interanuais dessazonalizadas por meio de procedimento estatístico, entre 1º de janeiro de 1900 e 31 de dezembro de 2010, em preto. Fonte: VI Distrito Naval – Marinha do Brasil, modificado de Mourão *et al.*²³

²³ MOURÃO, G. M.; OLIVEIRA, M. D.; CALBEIROS, D. F.; PADOVANI, C. R.; MARQUES, E. J. & UETANABARO, M. O. Pantanal Mato-Grossense Site 2. In: SEELIGER, U.; CORDAZZO, C. & BARBOSA, F. (Org.). *Os sites e o Programa Brasileiro de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração*. Belo Horizonte: CNPq/MCT, 2002. p. 29-50.

²⁴ BRASIL. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai*. *Op. cit.*

O balanço hídrico simplificado, com a finalidade de estimar a evapotranspiração real média nas regiões hidrográficas, segundo os dados da ANA, demonstra que a Região Hidrográfica do Paraguai é a que apresenta maiores valores de evapotranspiração, totalizando 1.193mm (85% da precipitação), superando a média do país, que é de 80% da precipitação média. A presença do Pantanal, com grandes superfícies úmidas associadas a elevadas temperaturas, favorece a evaporação.²⁴

Na margem direita do rio Paraguai, e conectadas a ele, há uma série de lagoas (“baías”) extensas, cercadas por áreas mais altas (“morrarias”), denominadas Uberaba, Gaíva, Mandioré, Vermelha, Castelo, Cáceres (em território boliviano), Negra e Jacadigo, que também funcionam como reservatórios de água na fase hidrológica de seca, contribuindo para as vazões do rio Paraguai nesta fase.

Uma vez na planície pantaneira, os rios apresentam drenagem diferenciada, perdem e/ou recebem contribuições da área de inundação. O rio Taquari, por exemplo, não tem tributários na planície, apresenta apenas fluxo divergente que espalha suas águas formando um dos maiores deltas internos do mundo.²⁵ Deste modo, a drenagem da planície

²⁵ ASSINE, M. L. & SOARES, P. C. Quaternary of the Pantanal, west-central Brazil. *Quaternary International*, 114:23-34, 2004.

²⁶ CARVALHO, N. O. Hidrologia da Bacia do Alto Paraguai. *Op. cit.*

pantaneira é complexa. Segundo Carvalho²⁶, é constituída por: pequenos cursos d'água (córregos); linhas de drenagem de moderada declividade, mas sem canal bem desenvolvido (vazantes); vazantes com seção definida (corixos ou corixões), lagos e lagoas (baías), e lagoas ou antigos meandros marginais. A região da Nhecolândia, localizada no leque aluvial do rio Taquari, apresenta como característica geomorfológica milhares de lagoas predominantemente circulares, que, de acordo com as características limnológicas diferenciadas que possuem, são denominadas regionalmente como "baías", "salitradas" e "salinas".

2. Água Subterrânea

Na Região Hidrográfica do Paraguai, os principais sistemas aquíferos porosos estão localizados na porção leste, região do planalto que constitui a Bacia Sedimentar do Paraná. São os sistemas aquíferos Furnas, Ponta Grossa e Guarani, os quais são explorados predominantemente sob condições livres. O Sistema Aquífero Furnas apresenta espessura média de 300m, poços com vazão média de 17m³/h e profundidade média de 124m. O Sistema Aquífero Ponta Grossa apresenta espessura média de 300m, poços com vazão média de 6.000L/h e profundidade média de 150m. Nas regiões das bacias dos rios Taquari e Miranda, encontra-se parte da área de recarga do sistema Aquífero Guarani (Formações Botucatu e Pirambóia), com aproximadamente 29.000km². Em condições livres, a produtividade média dos poços é de 13m³/h, sua profundidade média é de 113m e de 250m a média de sua espessura. A Região Hidrográfica estende-se pelas áreas de ocorrência de rochas sedimentares ou metassedimentares associadas a rochas calcárias. De forma geral, as rochas sedimentares constituem os melhores aquíferos em termos de produtividade de poços e reservas hídricas. Na Região Hidrográfica do Paraguai, as áreas de recarga em relação à distribuição em outras regiões dos países são as seguintes: Guarani, com 8,9%; Baurucaiuá, com 4,3%; Furnas, com 3,2%; Serra Geral, com 3,1%; Ponta Grossa, com 2,9%; e Parecis, com 1,8%.²⁷

²⁷ BRASIL. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai*. *Op. cit.*

As atividades agropecuárias na região de recarga dos aquíferos necessitam ser reavaliadas quanto a maiores cuidados no manejo, em função do elevado potencial de contaminação desses mananciais por fertilizantes e pesticidas. É especialmente o caso da região de São Gabriel do Oeste (MS), caracterizada por elevado potencial de contaminação das áreas de recarga pelo alto poder poluidor dessa atividade, à qual se soma expressiva atividade de suinocultura.²⁸

²⁸ BRASIL. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai*. *Op. cit.*

Interação rio-planície de inundação: o Pantanal

Formado pela interação das planícies de inundação de toda a malha hidrográfica da Bacia do Alto Paraguai, o Pantanal representa a maior planície contínua de inundação do planeta (figura 1), com uma superfície de cerca de 140 mil km², inserida na BAP, com baixas declividades de leste para oeste (30 a 50cm/km) e menores ainda de norte para o sul (3 a 15cm/km).²⁹ O rio Paraguai, em sua porção brasileira, drena a planície pantaneira – um vasto complexo de deltas internos, que retarda e modifica o escoamento superficial de toda a bacia de drenagem, caracterizando expressivo “efeito de planície”, por causa do elevado grau de contato rio-planície. A área de inundação, além de modular o regime de descargas, estabiliza a hidroquímica do rio e reduz substancialmente o escoamento superficial pelo aumento das perdas por evaporação.³⁰ Extensas áreas permanecem submersas por inundação (rios) ou alagamento (chuvas mais elevação do nível do lençol freático) por até 8 meses de um ano hidrológico. A área submersa pode atingir cerca de 70% da área total, considerando-se as áreas inundadas/alagadas classificadas como de média e longa duração (4-6 meses e 6-8 meses, respectivamente).³¹

O clima é quente e úmido no verão, e frio e seco no inverno, com temperatura média anual de 25°C, sendo que, nos meses de setembro a dezembro, as temperaturas máximas absolutas ultrapassam 40°C. Entre maio e julho, a temperatura manifesta declínio significativo, causado pela entrada de massas de ar frio. A média das temperaturas mínimas fica abaixo de 20°C, e as mínimas absolutas, próximas de 0°C.³² Segundo Köppen, o clima predominante é Aw – clima de Savana – com temperaturas médias anuais variando entre 22,5 e 26,5°C. O mês de novembro é o mais quente (média de 27°C) e o de julho, o mais frio (média de 21°C). A precipitação média anual é de 1.398mm, variando entre 800 e 1.600mm, sendo os maiores valores observados nas áreas de planalto. O período chuvoso ocorre entre outubro e abril.³³

O pulso de inundação constitui o fator principal que rege o funcionamento de rios com planície de inundação.³⁴ No Pantanal, o ciclo anual de cheia e seca rege a estrutura e dinâmica da biodiversidade, pois ora favorece as espécies animais e vegetais relacionadas à fase de seca, ora favorece as espécies relacionadas à fase de cheia. Além disso, uma fase favorece a outra, à medida que, por exemplo, as espécies vegetais que se desenvolveram na fase seca e que mor-

²⁹ BRASIL. *Estudo de Desenvolvimento Integrado da Bacia do Alto Paraguai...* Op. cit. BRASIL. *Plano de conservação da Bacia do Alto Paraguai...* Op. cit.

³⁰ HAMILTON, S. K.; SIPPPEL, S. J.; CALHEIROS, D. F. & MELACK, J. M. An anoxic event and other biogeochemical effects of the Pantanal wetland on the Paraguay River. *Limnology and Oceanography*, 42:257-272, 1997.

³¹ BRASIL. *Estudo de Desenvolvimento Integrado da Bacia do Alto Paraguai...* Op. cit.

³² BRASIL. *Estudo de Desenvolvimento Integrado da Bacia do Alto Paraguai...* Op. cit.

³³ BRASIL. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai.* Op. cit.

³⁴ JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. In: DODGE, D. (Ed.). Proceedings of the International Large River Symposium (LARS). *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 106:110-127, 1989.

- ³⁵ CALHEIROS, D. F. & FERREIRA, C. J. A. *Alterações limnológicas do rio Paraguai e o fenômeno natural de mortalidade de peixes ("Dequada") no Pantanal Mato-grossense*. Corumbá: EMBRAPA, 1997. 48 p. (CPAP/Boletim de Pesquisa, 7). Disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/BP07.pdf> Acesso em 11 de julho de 2010.
- ³⁶ JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B. & SPARKS, R. E. *Op. cit.*
- ³⁷ HAMILTON, S. K.; SIPPEL, S. J.; CALHEIROS, D. F. & MELACK, J. M. *Op. cit.*
- CALHEIROS, D. F. & FERREIRA, C. J. A. *Op. cit.*
- CALHEIROS, D. F. & HAMILTON, S. K. Limnological conditions associated with natural fish kills in the Pantanal wetland of Brazil. *Verhandlungen - Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 26:2189-2193, 1998.
- CALHEIROS, D. F.; SEIDL, A. F. & FERREIRA, C. J. A. Participatory research methods in environmental science: local and scientific knowledge of a limnological phenomenon in the Pantanal wetland of Brazil. *Journal of Applied Ecology*, 37:684-696, 2000.
- ³⁸ CALHEIROS, D. F. *Influência do pulso de inundação na composição isotópica ($\delta^{13}C$ e ^{15}N) das fontes primárias de energia na planície de inundação do rio Paraguai (Pantanal-MS)*. CENA/Universidade de São Paulo: Piracicaba-SP. Tese de doutorado. 2003. Disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br/teses/online/TSE05.pdf> Acesso em 14 de agosto de 2005.
- BASTVIKEN, D.; SANTORO, A. L.; MAROTTA, H.; PINHO, L. Q.; CALHEIROS, D. F.; CRILL, P. & ENRICH-PRASTI, A. Methane emissions from Pantanal, South America, during the low water season: toward More comprehensive sampling. *Environmental Science Technology*. 2010.

reram durante a inundação fornecerão nutrientes e sais à água como resultado da decomposição desta matéria orgânica submersa, os quais contribuirão para o desenvolvimento das espécies vegetais da fase aquática e vice-versa. Segue-se a esta entrada expressiva de matéria e energia, uma grande produtividade de macrófitas, que promove a autodepuração do sistema através da filtração e incorporação de nutrientes³⁵ exportados rio abaixo, contribuindo para o enriquecimento de nutrientes e aumento da produção em áreas a jusante, bem como para a dispersão de espécies.

Ainda segundo Junk *et al.*³⁶, a manutenção de um estado inicial de sucessão nestas planícies, em consequência da renovação constante através do pulso de inundação, favorece a alta produtividade. Teoricamente, a produção depende da natureza do pulso de inundação. Em bacias com rápidas taxas de drenagem, um aumento rápido é seguido por quedas rápidas, o que não é vantajoso, em termos adaptativos, à biota aquática associada. No Pantanal, o deslocamento lento da água pela interação rio Paraguai/planície, refletido na sua hidrógrafa unimodal, propicia tais condições de alta produtividade. Na planície, um exemplo muito particular da influência dos processos hidroecológicos na extensa área de interação rio-planície é um fenômeno natural chamado localmente como "decoada", que ocorre durante o início da fase de enchente. Nesta fase, uma série de transformações naturais na qualidade da água (água de decoada) é resultante da interação inicial entre a água de inundação e o solo previamente seco, dando início à decomposição do material orgânico recém-submerso, principalmente gramíneas que se desenvolveram rapidamente na fase de seca, tornando-se facilmente decompostas. Apresentam-se, ainda, alterações na cor da água – devido ao carbono orgânico dissolvido – diminuição da concentração do oxigênio dissolvido e do pH, aumento da condutividade elétrica e das concentrações de dióxido de carbono, metano e nutrientes (como nitrogênio e fósforo). Dependendo da magnitude das mudanças na qualidade da água, pode ocorrer mortalidade de peixes da ordem de dezenas de milhares de toneladas, devido a anoxia e níveis elevados de dióxido de carbono³⁷ e metano³⁸, com influência acentuada na estrutura, composição e dinâmica de outros componentes da biota aquática³⁹, conforme demonstram vários estudos recentes, alguns ainda não publicados, sobre zooplâncton e bentos⁴⁰. Oliveira *et al.*⁴¹ observaram o efeito da decoada sobre o molusco invasor mexilhão dourado, fenômeno que representa uma forma de controle natural de sua população no Pantanal.

³⁹ CALHEIROS, D. F. *Influência do pulso... Op. cit.*
OLIVEIRA, M. & CALHEIROS, D. Flood pulse influence on phytoplankton communities of the south Pantanal floodplain, Brazil. *Hydrobiology*, 427:102-112, 2000.

⁴⁰ ANDRADE, M. H. (em elaboração) *Macroinvertebrados bentônicos e o fenômeno da "decoada" (alterações dos parâmetros limnológicos)*, Pantanal do rio Paraguai-MS. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia – Instituto de Biociências. São Paulo: Universidade de São Paulo.

Desde 1988, a Embrapa Pantanal realiza o monitoramento de um ponto de coleta a montante da área urbana de Corumbá e Ladário (MS), em plena área de inundação e no trecho médio do rio Paraguai em território brasileiro. Portanto, a montante de fontes de contaminação por efluentes urbanos e também distante das maiores cidades da parte norte da bacia (MT), como Cuiabá, Cáceres e Rondonópolis. Dessa forma, a distância e a interação rios-planície de inundação promovem a autodepuração dos efluentes, incluindo os provenientes de atividades agrícolas e industriais. Os valores máximos, mínimos e médios de alguns parâmetros de qualidade de água são apresentados na tabela 1, para que se possa ter uma ideia dos níveis de variação, em especial dos nutrientes (valores máximos na época de ocorrência do fenômeno da decoada) e gases respiratórios.

Tabela 1: Valores máximos, mínimos, médios e desvio padrão de alguns parâmetros limnológicos do rio Paraguai a montante da área urbana de Corumbá (MS) e da régua limnimétrica de Ladário (MS), monitorados desde 1988 pela Embrapa Pantanal

Parâmetros Valores ↓	T água °C	OD mg/L	pH	Condt. μS/cm	Alc. μeq/L	CO ₂ L mg/L	NT μg/L	PT μg/L	Clorof. μg/L	Secchi m	Turb. NTU
Máx.	34,0	9,2	7,4	120,0	1112,3	123,4	1790,0	188,1	11,1	144,0	94,1
Mín.	17,9	0,0	5,1	31,4	118,7	1,1	101,4	11,9	0,0	0,1	0,4
Média	27,6	4,1	6,5	48,5	430,1	18,6	502,3	58,0	2,1	4,5	31,0
dp	3,3	2,0	0,4	8,7	105,0	22,0	226,7	34,8	2,6	18,2	25,3

Onde: T água= temperatura da água; OD= oxigênio dissolvido; Condt. = condutividade elétrica; Alc.= alcalinidade; CO₂L= gás carbônico dissolvido; NT= nitrogênio total; PT= fósforo total; Clorof.= clorofila-*a*; Secchi= transparência da água medida por Disco de Secchi; Turb.= turbidez; Máx.= máximo; Mín.= mínimo; dp= desvio padrão da média. Os métodos utilizados para determinação desses parâmetros são citados em Oliveira & Calheiros⁴²

⁴¹ OLIVEIRA, M. D.; HAMILTON, S. K.; CALHEIROS, D. F. & JACOBI, C. M. Oxygen depletion events control the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei*) in a tropical floodplain. *Wetlands*, 30(4):705-716, 2010.
OLIVEIRA, M. D.; CALHEIROS, D. F.; JACOBI, C. M. & HAMILTON, S. K. Abiotic factors controlling the establishment and abundance of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei*. *Biological Invasions*, 13:717-729, 2011.

⁴² OLIVEIRA, M. D. & CALHEIROS, D. F. *Op. cit.*, 2000.

Ameaças

O papel da planície de inundação na regulação das características hidrológicas, biogeoquímicas e ecológicas desse sistema tem-se modificado devido a alterações antrópicas, principalmente as relacionadas a ações de regulação do regime hidrológico (barragens, diques, dragagens, retificação de curvas, erosão/assoreamento). Nas últimas quatro décadas, toda a bacia do Alto Paraguai vem sofrendo pressões de desenvolvimento econômico cada vez maiores, o que acarreta perdas ambientais e, portanto, sociais. São exemplos dessas intervenções antrópicas os processos de assoreamento relacionados ao mau uso dos recursos solo-água, principalmente

⁴³ CASARIN, R. *Op. cit.*

⁴⁴ MONITORAMENTO. *Monitoramento das alterações da cobertura vegetal e uso do solo na Bacia do Alto Paraguai – Porção Brasileira, Período de Análise: 2002 a 2008*. Brasília: CI – Conservação Internacional, ECOA – Ecologia e Ação, Fundação AVINA, Instituto SOS Pantanal, WWF-Brasil, 2009. Relatório Técnico. Disponível em: <http://www.wwf.org.br/informacoes/biblioteca/?25181/Monitoramento-das-alteracoes-da-cobertura-vegetal-e-uso-do-solo-na-Bacia-do-Alto-Paraguai> Acesso em 22 de abril de 2010.

⁴⁵ HYLANDER, L. D.; MEILL, M.; OLIVEIRA, L. J.; SILVA, E. C. *et al.* Relationship of mercury with aluminum, iron and manganese oxyhydroxides in sediments from the Alto Pantanal, Brazil. *The Science of the Total Environment*, 260:97-107, 2000. KUNO, R. *Avaliação da contaminação por mercúrio em peixes do Alto Pantanal – Mato Grosso, Brasil*. Dissertação de Mestrado, São Paulo: Faculdade de Saúde Pública, Universidade, 2003.

⁴⁶ MIRANDA, K.; CUNHA, M. L. F.; DORES, E. F. G. C. & CALHEIROS, D. F. Pesticide residues in river sediments from the Pantanal Wetland, Brazil. *Journal of Environmental Science and Health – Part B*, 43(8):1-6, 2008. DORES, E. F. G. C. & CALHEIROS, D. F. Contaminação por agrotóxicos na bacia do rio Miranda, Pantanal (MS). Resumos Seminário de Agroecologia de Mato Grosso do Sul, 2. *Revista Brasileira de Agroecologia*, v. 3, Suplemento especial, 2008. p. 202-205. Disponível em: [http://www.aba-agroecologia.org.br/ojs2/index.php?journal=rbagroecologia&page=article&op=viewFile&path\[\]=7644&path\[\]=5511](http://www.aba-agroecologia.org.br/ojs2/index.php?journal=rbagroecologia&page=article&op=viewFile&path[]=7644&path[]=5511). Acesso em 7 de junho de 2009. CALHEIROS, D. F.; FERACINI, V. L. & QUEI-

no planalto circundante, devido à expansão da área agrícola (em especial monoculturas de soja, algodão e milho em conjunto com pastagens plantadas), à mineração de ouro (Pocóné – MT) e diamante (Diamantino e Alto Paraguai – MT, onde se localizam as nascentes do rio Paraguai) na parte norte da bacia⁴³, e ao desmatamento elevado na região do planalto (cerca de 60% – entre 50 e 80% em algumas sub-bacias). O desmatamento atinge as nascentes e as matas ciliares da região de cabeceiras e trechos médios dos principais rios, bem como áreas de planície (cerca de 13%) devido à demanda por carvão vegetal para abastecimento de siderúrgicas em Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e São Paulo. A pecuária é mais representativa na BAP, respondendo por 11,1% e 43,5% das áreas alteradas da planície e do planalto respectivamente. Os cultivos agrícolas representam apenas 0,3% da área da planície e 9,9% do planalto.⁴⁴

Outro impacto importante é a contaminação ambiental pelo metal pesado mercúrio (resultante da mineração de ouro⁴⁵), por pesticidas (principalmente herbicidas – atrazina – e inseticidas – λ -cialotrina e DDT, substância de uso proibido no Brasil), detectados em vários rios formadores do Pantanal.⁴⁶ Os princípios ativos dessas substâncias produzem efeitos negativos potenciais, respectivamente em algas e organismos como zooplâncton e larvas de peixes⁴⁷. Também agem de forma nociva os efluentes urbanos das maiores cidades da região, como a área metropolitana de Cuiabá/Várzea Grande, com cerca de 800 mil habitantes.⁴⁸ Além da degradação das áreas de nascentes causada pela mineração de diamante e do mau uso do solo pelas atividades agropecuárias, a extração de ouro e de diamante requer o revolvimento de milhões de toneladas de terra, porque os veios minerais estão a vários metros de profundidade. A terra removida é depositada nos arredores das escavações, que, neste caso, estão às margens dos rios. Nesses garimpos, não há qualquer planejamento de recuperação da área degradada, e, tampouco, qualquer sistema de controle ambiental. Os sedimentos abandonados formam “montanhas” de terra que, com as chuvas ou mesmo as águas usadas na lavagem do cascalho, são carregadas para as áreas mais baixas do vale, aumentando a produção de sedimentos em suspensão e atingindo o leito dos rios.⁴⁹

O exemplo de uma sub-bacia com graves problemas ambientais é a do rio Taquari (MS), cujo aumento expressivo do processo de assoreamento natural, característico de bacias sedimentares, resultou em perdas expressivas na produção pesqueira e na navegabilidade, gerando uma área de

- ROZ, S. C. N. Contaminação por agrotóxicos na Bacia do Alto Paraguai. Resumos do Seminário de Agroecologia de Mato Grosso do Sul, 3. 2010. Corumbá-MS. *Revista Brasileira de Agroecologia*, in press.
- ⁴⁷ MIRANDA, K. *et al.* *Op. cit.* DORES, E. F. G. C. & CALHEIROS, D. F. *Op. cit.* CALHEIROS, D. F.; FERACINI, V. L. & QUEIROZ, S. C. N. *Op. cit.*
- ⁴⁸ ZEILHOFER, P.; LIMA, E. B. N. R. & LIMA, G. A. R. Spatial patterns of water quality in the Cuiabá River Basin, central Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 123:41-62, 2006.
- ⁴⁹ CASARIN, R. *Op. cit.*
- ⁵⁰ CATELLA, A. C. *A pesca no Pantanal de Mato Grosso do Sul, Brasil: Descrição, nível de exploração e manejo (1994-1999)*. Tese de Doutorado. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade do Amazonas, 2001. 351 p. Disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br/teses/online/TSE02.pdf> Acesso em 3 de março de 2011.
- JONGMAN, R. H. G. (Ed.). *Pantanal-Taquari: Tools for decision making in Integrated Water Management*. Alterra Special Publication 2005/02 – Water for Food and Ecosystems Partners for Water 02.045. Alterra, Embrapa Pantanal, WL/Delft Hydraulics, ITC, Arcadis, Regenboog Advies. Wageningen: Alterra, 2005. Disponível em: http://www.cpap.embrapa.br/taquari/Taquari_final.pdf. Acesso em 21 fevereiro de 2011.
- GALDINO, S.; VIEIRA, L. M. & PELLEGRIN, L. A. *Impactos ambientais e socioeconômicos na Bacia do Rio Taquari – Pantanal*. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2005. Disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/Livro025.pdf> Acesso em 13 de novembro de 2010.
- ⁵¹ OLIVEIRA, M. D. & CALHEIROS, D. F. Características e dinâmica do rio Taquari, aproximadamente 5 mil km² permanentemente inundada que acarretou problemas sociais com perda de propriedades e êxodo rural.⁵⁰ O volume de sedimentos que adentram a planície originado das sub-bacias com suas nascentes no planalto aí permanece, o que pode alterar o regime das águas, influenciando a dinâmica das inundações. Por exemplo, no rio Taquari, na área de transição planalto-planície, o aporte de material em suspensão total (MST) para o Pantanal foi da ordem de 2 mil t/dia em período de seca, enquanto que na cheia o valor dobrou. As cargas de nitrogênio total (NT) variaram na ordem de 3,0-8,0t/dia, as de fósforo total (PT) de 1,0-2,0 t/dia, com vazões correspondentes na ordem de 160-290m³/s, respectivamente nas fases hidrológicas de seca e cheia.⁵¹ Tal fato demonstra a estreita relação que possui o uso do solo da região do planalto com a gestão dos recursos hídricos de toda a Região Hidrográfica⁵², fenômeno que vem ocorrendo em todas as sub-bacias.
- O rio Paraguai, uma das melhores vias navegáveis em seu estado natural, sofreu aumento expressivo da navegação por volta de 1995, após o processo de privatização do setor. Além disso, o tráfego passou a ser realizado muitas vezes de forma irregular por meio de embarcações desproporcionais à largura do rio, principalmente em seu trecho norte, onde o rio é mais estreito e meândrico. Tais ações provocam choques e desmoronamentos dos diques marginais e da mata ciliar, acarretando impactos nas características geomorfológicas de um dos trechos considerados chave na regulação hidrodinâmica do sistema.⁵³ O Projeto da Hidrovia Paraguai-Paraná ainda persiste como opção para desenvolver a infraestrutura de transporte da bacia do Prata, mas representa grandes impactos potenciais nos pulsos de inundação (intensidade e duração), com previsão de aumento das vazões e diminuição da área inundada em grande parte do sistema⁵⁴, com os consequentes impactos na produção pesqueira⁵⁵.
- A possibilidade de implantação, em Corumbá (MS), de pólos de indústrias pesadas como o Pólo Siderúrgico e o Pólo Gás-químico, subsidiados pelas reservas de minério de ferro e manganês da região e do gás natural da Bolívia (transportado pelo Gasoduto Brasil-Bolívia), além de projetos de implantação dos mesmos tipos de indústrias em Puerto Quijarro, no lado boliviano da fronteira, são preocupantes como fontes de contaminação por compostos de alta toxicidade.⁵⁶
- De acordo com Calheiros *et al.*⁵⁷, os prognósticos quanto à conservação do pulso de inundação natural de cada rio (variação de nível, vazão e periodicidade) do sistema

- rísticas e alterações limnológicas na bacia do rio Taquari. In: GALDINO; VIEIRA & PELLEGRIN (Eds.). *Impactos Ambientais e Socioeconômicos na Bacia do Rio Taquari – Pantanal*. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2005. p. 199-208.
- ⁵² BRASIL. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai*. Op. cit.
- ⁵³ WWF. *Retrato da navegação no Alto Rio Paraguai: Relatório da expedição técnica realizada entre os dias 3 e 14 de novembro de 1999, no rio Paraguai, entre Cáceres (MT) e Porto Mutilho (MS)*. Brasília: WORLD WIDE FUND FOR NATURE-WWF, 2001. 63 p.
- ⁵⁴ LOURIVAL, R. F. F.; DA SILVA, C. J. & CALHEIROS, D. F. *et al.* Op. cit. HAMILTON, S. K. Potential effects of a major navigation project (Paraguay-Parana Hidrovia) on inundation in the Pantanal floodplains. *Regulated Rivers – Research & Management*, 15:298-299, 1999. IIRSA. *Iniciativa para la Integración de la Infraestructura Regional Suramericana – IIRSA*. Planificación Territorial Indicativa: Cartera de Proyectos IIRSA, 2010. IV.5. Eje de la Hidrovia Paraguay-Paraná. Disponível em: http://www.iirsa.org/BancoMedios/Documentos%20PDF/lb10_seccion_iv_eje_hidrovia_paraguay_parana.pdf. Acesso em 25 de fevereiro de 2011.
- ⁵⁵ CATELLA, A. C. Op. cit.
- ⁵⁶ BRASIL. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai*. Op. cit.
- ⁵⁷ CALHEIROS, D. F.; ARNDT, E.; RODRIGUEZ ORTEGA, E. & SILVA, M. C. A. Op. cit.
- ⁵⁸ ZEILHOFER, P. & MOURA, R. M. Hydrological changes in the northern Pantanal caused by the Manso dam: Impact analysis and suggestions for mitigation. *Ecological Engineering*, 35: 105-117, 2009.
- BAP/Pantanal merecem mais atenção ainda, uma vez que está previsto um total de 116 empreendimentos hidrelétricos na bacia, 44 já implantados e mais 72 barragens em processo de licenciamento, inventário, estudo de viabilidade e em fase de construção (figura 3). Do total de projetos previstos para BAP, 75% estão na região norte, no Estado de Mato Grosso, onde todos os principais tributários do rio Cuiabá, a principal sub-bacia responsável por 40% da água do sistema, já apresentam barramentos em seus principais afluentes (rios Manso/Casca, Itiquira, Correntes e São Lourenço). Também já foram constatadas alterações do pulso de inundação no rio Cuiabá pela influência da barragem de Manso. Tais alterações incluem⁵⁸ redução na vazão durante o começo das chuvas em cerca de 20% e aumento na fase de seca, resultando em elevação do nível em cerca de 1m, com implicações ecológicas e socioeconômicas, como a diminuição observada no desembarque pesqueiro em Cuiabá.⁵⁹
- Grande parte (73%) do total desses empreendimentos refere-se a Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs), todavia muitas delas localizadas e/ou previstas para um mesmo rio, provocando impacto conjunto significativo, semelhante ao efeito de um reservatório de grande porte. Além disso, as PCHs mesmo operando a “fio d’água”, sem necessariamente formar reservatório, formam barreiras de altura elevada (10-40m)⁶⁰, resultando na retenção e, portanto, alteração da descarga de nutrientes e material em suspensão, importantes para o funcionamento ecológico da planície a jusante⁶¹. Por outro lado, é sabido que a presença de uma barreira física impede a movimentação das espécies de peixes migratórios na fase de piracema, afetando a produção pesqueira em médio e longo prazo.⁶² Dessa forma, vislumbra-se um cenário preocupante associado ao elevado potencial que tem o conjunto desses empreendimentos de alterar o regime de inundações sazonais e interanuais em toda a planície pantaneira, ameaçando, inclusive, a saúde ambiental da principal Unidade de Conservação e Sítio Ramsar do bioma, o Parque Nacional do Pantanal Mato-Grossense, bem como a parte sul do Pantanal, no Estado de Mato Grosso do Sul. Contudo, discussões técnicas estão sendo realizadas com apoio do Ministério Público Federal⁶³ e do Ministério do Meio Ambiente (MMA), no âmbito do Conselho Nacional de Recursos Hídricos e do Comitê Nacional de Zonas Úmidas⁶⁴, com base nas recomendações apresentadas em Calheiros *et al.*⁶⁵. A principal recomendação é que estudos sobre a alteração no pulso de inundação do

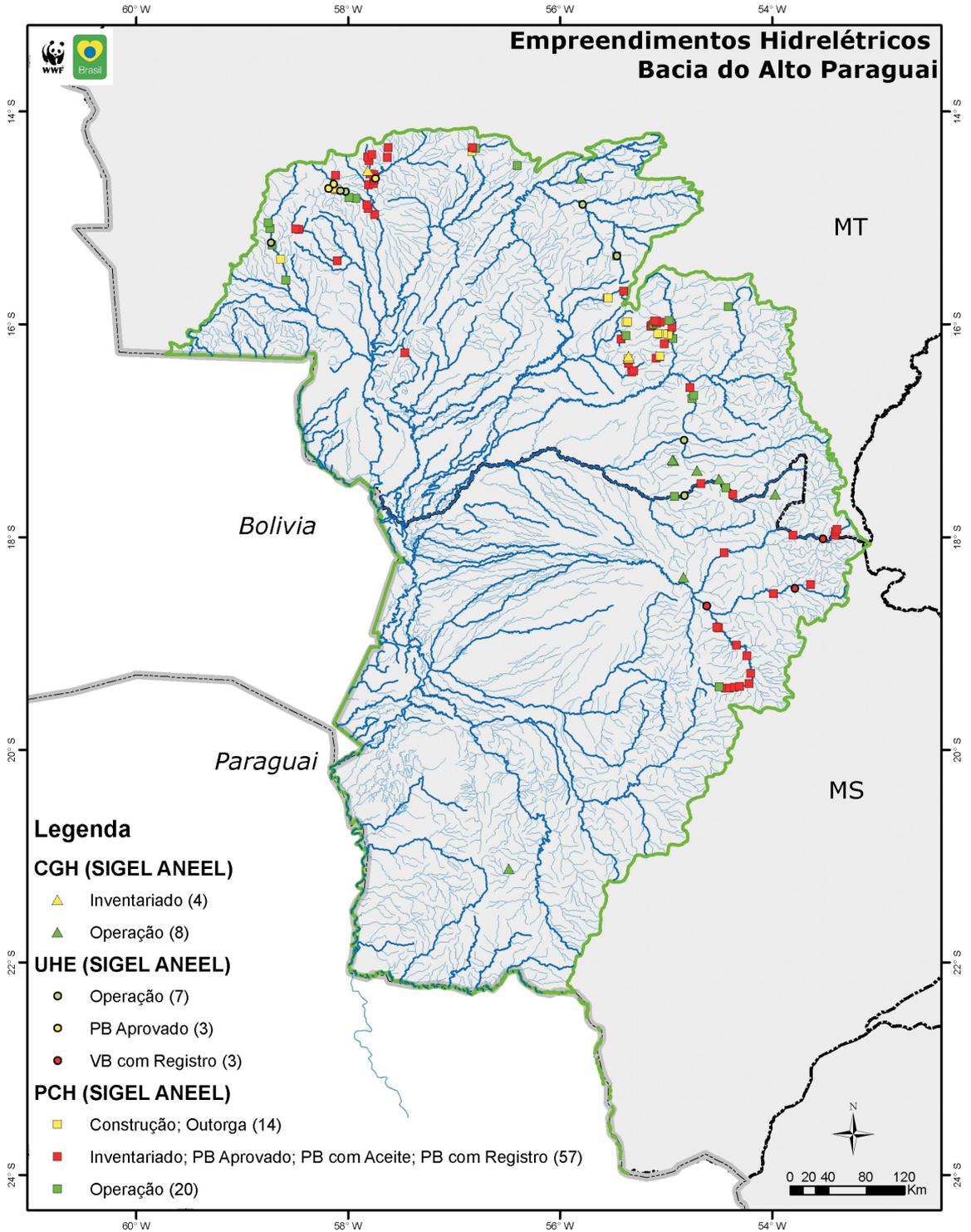


Figura 3: Localização das hidrelétricas atuais e previstas para o sistema BAP/Pantanal.
Fonte: ANEEL <http://sigel.aneel.gov.br/brasil/viewer.htm> e WWF-Brasil

⁵⁹ CATELLA, A. C. *Op. cit.*

⁶⁰ CALHEIROS, D. F.; ARNDT, E.; RODRIGUEZ ORTEGA, E. & SILVA, M. C. A. *Op. cit.*

⁶¹ SANTUCCI, V. J. Jr.; GEPHARD, S. R. & PESCI-TELLI, S. M. Effects of multiple low-head dams on fish, macroinvertebrates, habitat, and water quality in the Fox River, Illinois. *North American Journal of Fisheries Management*, 25:975-992, 2005.

⁶² WELCOMME, R. L. Relationships between fisheries and the integrity of river systems. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11: 121-136, 1995.

FERNANDES, R.; AGOSTINHO, A. A.; FERREIRA, E. A.; PAVANELLI, C. S.; SUZUKI, H. I.; LIMA, D. P. & GOMES, L. C. Effects of the hydrological regime on the ichthyofauna of riverine environments of the Upper Paraná River Floodplain. *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, n. 2 (suppl.), p. 669-680, 2009.

⁶³ MPF. Ministério Público Federal – Procuradoria da República no Município de Corumbá/MS. Ata de Audiência Pública: Empreendimentos hidrelétricos na Bacia do Alto Paraguai (BAP) – a exploração energética e a integridade ecológica do Pantanal. 19 p. Campo Grande – MS, 20 de julho de 2010. Disponível em: http://www.cpap.embrapa.br/pesca/online/PESCA2010_MPF_PRCM1.pdf. Acesso em 19 de janeiro de 2011.

⁶⁴ CNZU. Comitê Nacional de Zonas Úmidas, Secretaria de Biodiversidade e Florestas/MMA. Recomendação CNZU nº. 2, de 13 de maio de 2010. Disponível em: http://www.cpap.embrapa.br/pesca/online/PESCA2010_CNZU1.pdf. Acesso em 19 de janeiro de 2011.

⁶⁵ CALHEIROS, D. F.; ARNDT, E.; RODRIGUEZ ORTEGA, E. & SILVA, M. C. A. *Op. cit.*

⁶⁶ BUNN, S. E. & ARTHINGTON, A. H. Basic principles

sistema BAP/Pantanal, resultante do conjunto desses empreendimentos, sejam requeridos antes que tais empreendimentos sejam licenciados em separado; a esses estudos devem somar-se aqueles sobre a aplicação da vazão ambiental (ou hidrograma ecológico) para os rios já barrados, como recomendam Bunn & Arthington⁶⁶ e Postel & Richter⁶⁷, além do próprio MMA⁶⁸.

Um outro impacto relevante é a introdução de espécies invasoras, com ênfase na invasão do molusco bivalve, *Limnoperna fortunei*, ou mexilhão dourado, que vem causando impactos de ordem econômica e ambiental no Brasil. *L. fortunei* é nativo da China e sudeste da Ásia e foi introduzido no sistema do rio Paraná desde 1991. Na BAP, sua introdução foi facilitada pelo tráfego de barcaças regulares ao longo da hidrovia Paraguai-Paraná, que podem transportar os organismos incrustados no casco. A dispersão entre o rio Paraguai e afluentes tem sido mais lenta devido ao menor tráfego de embarcações.⁶⁹ A área de ocorrência atual deste mexilhão é restrita ao canal principal do rio Paraguai, lagoas marginais, e nas partes inferiores dos tributários, como os rios Cuiabá, Miranda e Apa. Além da seca que expõe os organismos fora da água, o fenômeno da decoada também regula a estrutura e dinâmica das populações de *L. fortunei*, controlando sua densidade. A presença de outros invasores do gênero *Corbicula* em grande parte da bacia,⁷⁰ conforme dados de Oliveira & Mansur (não publicados), fornece indícios de que o mexilhão dourado certamente alcançará a maioria dos seus ambientes aquáticos. A modelagem realizada por Oliveira *et al.*⁷¹ evidencia esta possibilidade, mostrando que a maioria dos rios da BAP possui de médio a alto potencial para receber a espécie. Deve-se salientar que os represamentos para aproveitamento hidrelétrico previstos para a bacia aumentam as chances de sobrevivência de *L. fortunei* e, portanto, sua multiplicação. Além dos moluscos, outras espécies exóticas foram introduzidas na região, como a gramínea africana do gênero *Brachiaria*, utilizada em substituição às pastagens nativas do Pantanal, e as espécies de peixes amazônicos tucunaré (*Cichla cf. monoculus*) e tambaqui (*Colossoma macropomum*).

Conclusão

A maior parte dos impactos ambientais aqui discutidos ocorre na área do planalto circundante, mas com fortes influências na planície. A somatória de tais ações, em termos temporais e espaciais, gera alterações no funcionamento hidrodinâmico de rios e lagoas marginais e na qualidade

and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4): 492-507, 2002.

⁶⁷ POSTEL, S. & RICHTER, B. *Rivers for life: Managing water for people and nature*. Washington: Island Press. 2003.

⁶⁸ BRASIL. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai*. Op. cit.

⁶⁹ OLIVEIRA, M. D.; HAMILTON, S. K.; CALHEIROS, D. F. & JACOBI, C. M. Op. cit.

OLIVEIRA, M. D.; CALHEIROS, D. F.; JACOBI, C. M. & HAMILTON, S. K. Op. cit.

OLIVEIRA, M. D.; TAKE-DA, A. M.; BARROS, L. F.; BARBOSA, D. S. & RESENDE, E. K. Invasion of golden mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) in the Pantanal wetland of Brazil. *Biological Invasions*, 8:97-104, 2006.

OLIVEIRA, M. D.; HAMILTON, S. K.; CALHEIROS, D. F.; JACOBI, C. M. & LATINI, R. O. Modeling the potential distribution of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* in the Upper Paraguay River system using limnological variables. *Brazilian Journal of Biology*, 70(3):831-840, 2010.

⁷⁰ CALLIL, C. T. & MANSUR, M. C. D. Corbiculidae in the Pantanal: history of invasion in southeast and central South America and biometrical data. *Amazon*, 17 (1/2):153-167, 2002.

⁷¹ OLIVEIRA, M. D.; HAMILTON, S. K.; CALHEIROS, D. F.; JACOBI, C. M. & LATINI, R. O. Op. cit.

⁷² CALHEIROS, D. F. *Influência do pulso de inundação...* Op. cit.

⁷³ BRASIL. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai*. Op. cit.

⁷⁴ ANA. *Programa de Ações Estratégicas para o Gerencia-*

da água. Essas alterações vão refletir-se, a médio e longo prazo, na natureza e abundância relativa das fontes de carbono e das interações na cadeia alimentar aquática e terrestre (aves e répteis), tendo potencial para afetar, em particular, a oferta de itens alimentares para os peixes, influenciando, conseqüentemente, a produção pesqueira.⁷²

O número de áreas protegidas é inexpressivo para garantir a proteção do solo, a biodiversidade e as áreas de recarga, e ainda assegurar o suprimento e a disponibilidade de recursos hídricos no planalto e na planície, em áreas consideradas prioritárias. Essas áreas protegidas não alcançam, na região, a meta de 10% de cada bioma estabelecida pelo governo, em função da Convenção sobre Diversidade Biológica. Os corredores ecológicos sugeridos pela comunidade científica ainda não foram implementados. Áreas prioritárias para a conservação dos ecossistemas aquáticos na Região Hidrográfica do Paraguai foram propostas, mas também não há indicações de sua efetivação. Este conjunto de áreas prioritárias, se manejado apropriadamente, teoricamente contribuiria, em longo prazo, para a sobrevivência das espécies, das comunidades vegetacionais e dos sistemas ecológicos, bem como a ocorrência dos processos ecológicos-chave responsáveis pela manutenção da viabilidade dos alvos no Pantanal e BAP.⁷³

Estudos realizados recentemente pelo Plano de Proteção das Altas Cabeceiras do Rio Paraguai da ANA⁷⁴ demonstram que a utilização contínua dessas terras, sem o devido cuidado de preservação dos mananciais de água, vem comprometendo a qualidade ambiental da Bacia do Alto Rio Paraguai e, conseqüentemente, da qualidade das águas. Observa-se também que a recuperação das áreas degradadas é ainda irrisória. Por sua vez, o Projeto GEF Pantanal/Alto Paraguai⁷⁵, com base nas prioridades identificadas no Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai – PCBAP⁷⁶, prevê a implantação de um Programa de Ações Estratégicas (PAE)⁷⁷ que contemplará os principais investimentos para recuperação e conservação da bacia⁷⁸. Uma iniciativa importante do governo federal foi iniciar a implantação de sistemas de coleta e tratamento de esgotos pelo Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) em algumas cidades peripantaneiras e pantaneiras como Cuiabá, Rondonópolis e Corumbá.

Segundo o MMA⁷⁹, a implantação de obras de infraestrutura energética é uma das maiores ameaças ao Pantanal, junto com o reiterado projeto da Hidrovia Paraguai-Paraná. Qualquer iniciativa dessa ordem requer cautela e estudos mais profundos, uma vez que pode implicar alterações no

mento Integrado... Op. cit.

⁷⁵ ANA. *Diagnóstico Analítico do Pantanal e Bacia do Alto Paraguai...* Op. cit.

⁷⁶ BRASIL. *Plano de conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal)...* Op. cit.

⁷⁷ ANA. *Programa de Ações Estratégicas para o Gerenciamento Integrado...* Op. cit.

⁷⁸ ANA. *Diagnóstico Analítico do Pantanal e Bacia...* Op. cit. ANA. *Programa de Ações Estratégicas para o Gerenciamento Integrado...* Op. cit.

⁷⁹ BRASIL. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai.* Op. cit.

⁸⁰ BRASIL. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai.* Op. cit.

⁸¹ BRASIL. *Constituição da República Federativa do Brasil.* Op. cit.

⁸² BRASIL. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai.* Op. cit.

⁸³ BRASIL. *Plano de conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal)...* Op. cit.

Agradecimentos à equipe de apoio da Embrapa Pantanal, em especial aos colegas Maria Davina R. dos Santos, Egídia do A. Costa, Josias C. de Oliveira, Isac T. de Carvalho e Waldomiro Lima. Nossas pesquisas no rio Paraguai foram financiadas pelo Programa PELD/CNPq (Site 2, 520056/98-1) e Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa).

Débora F. Calheiros é bióloga, doutora em Ciências e pesquisadora na área de Limnologia da Embrapa Pantanal, Corumbá, Mato Grosso do Sul.

debora@cpap.embrapa.br

Márcia D. de Oliveira é bióloga, doutora em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre e pesquisadora na área de Limnologia da Embrapa Pantanal, Corumbá, Mato Grosso do Sul.

mmarcia@cpap.embrapa.br

pulso de inundações da planície pantaneira e comprometer os ecossistemas. A navegação exercida historicamente no rio Paraguai deve ser monitorada, para que se possa prever seus efeitos em toda a Região Hidrográfica, no que diz respeito à dinâmica da planície pantaneira. Ainda, segundo o MMA⁸⁰, o valor dos serviços atuais e futuros que um ecossistema natural como o Pantanal oferece ao homem é superior à soma dos valores provenientes das demais atividades econômicas produtivas. Além de implicações regionais em países fronteiriços, deve-se ter em mente o incalculável respeito à cultura das populações locais e tradicionais.

Os prognósticos para a solução/minimização de todos esses problemas não são alentadores. A gestão de recursos naturais (recursos hídricos e ambientais) é realizada sem adotar a bacia hidrográfica como unidade de ação (por exemplo, por meio de distintos Planos Estaduais de Recursos Hídricos ou Zoneamentos Ecológico-Econômico, bem como por legislações diferenciadas entre os dois Estados) e praticamente sem a participação da sociedade. Não existe ainda a implantação efetiva de políticas e projetos de recuperação de áreas degradadas, boas práticas agrícolas, de conversão agroecológica de culturas e respeito à legislação ambiental numa área considerada Reserva da Biosfera. Por considerar o Pantanal como Patrimônio Nacional, a Constituição Federal⁸¹ determina que se deva "...preservar e restaurar os processos ecológicos essenciais e prover o manejo ecológico das espécies e ecossistemas" e que "... sua utilização far-se-á, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais...". Desse modo, o sistema BAP/Pantanal mereceria um olhar diferenciado e mais cauteloso, com base em ações de natureza preventiva e corretiva por meio de planejamento técnico e gestão participativa, para garantir a implantação de alternativas de desenvolvimento mais amigáveis e respeitando os processos ecológicos, no caso hidroecológicos, que regem o sistema. O Caderno de Região Hidrográfica do Paraguai⁸², um documento resultante do Plano Nacional de Recursos Hídricos⁸³ específico para a Bacia do Alto Paraguai, mostra estudos retrospectivos, avaliação de conjuntura e uma proposição de diretrizes e prioridades regionais com caráter estratégico para a conservação da região. Cabe a expectativa de que haja vontade política para que tais estratégias sejam realmente implantadas em prol da saúde ambiental do rio Paraguai e do Pantanal Mato-Grossense, visando a conservação da qualidade de vida de sua população atual e futura.

RIOS TRANSFRONTEIRIÇOS NA AMAZÔNIA

RECURSOS NATURAIS E CONFLITO SOCIOAMBIENTAL NO RIO PURUS

Voyner Ravena Cañete
Nírvia Ravena de Sousa
Cleide Lima de Souza
Thales Maximiliano Ravena Cañete

No alto do rio Purus, mais especificamente na região fronteira entre Brasil (Estado do Acre) e Peru, apresenta-se um cenário de conflito socioambiental vivenciado por populações tradicionais e indígenas. Antes livres para o acesso aos recursos naturais, depararam-se hoje com uma legislação brasileira que lhes impõe diversas restrições. Ainda que fiscalizado pelos órgãos governamentais presentes na área, em especial o IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) e a Polícia Federal, o comércio de madeira e a caça persistem em se estabelecer ali. Isso porque, perfilado por uma legislação com baixa restrição ambiental, o território peruano se mostra, ao contrário, como fonte permanente dos recursos naturais controlados no Brasil, fonte potencializada pelas etnias que desconsideram a separação geopolítica da sociedade do entorno e que se transformam no principal fornecedor desses recursos para o mercado local. O rio, nesse cenário, configura-se como o espaço de reprodução socioeconômica, de trânsito e de efetivação de um conflito aqui analisado à luz do direito socioambiental e do direito à diversidade cultural.

Introdução

O crescente processo de ocupação e antropização, imposto ao território amazônico, vem criando cenários variados que envolvem mudanças sociais e alterações ambientais. Nesse quadro dinâmico, o uso e acesso dos recursos naturais transformaram-se em objeto de regulação. No Brasil, os instrumentos jurídicos criados para o controle ambiental, articulados às garantias de minorias indígenas preconizadas pela Constituição Federal de 1988, perfilam peculiaridades locais. Este artigo discute um cenário específico que envolve a área de fronteira entre Brasil e Peru onde o rio Purus, enquanto rio transfronteiriço, protagoniza processos de conflito e pressão socioambiental.

São apresentados dados relativos a quatro anos de pesquisa sobre toda a calha do rio Purus, coletados através das atividades do Projeto “Gestão das águas na Amazônia: peculiaridades e desafios no contexto sociopolítico regional da bacia do rio Purus”, que compôs a sub-rede “Os efeitos das intervenções antrópicas na Bacia do Purus: análise das relações entre as funções ambientais, atores sociais e gestão das águas na Amazônia Legal”¹, iniciado em 2005 e finalizado em 2008. O objetivo central do projeto relacionava-se inicialmente à descrição das relações na interação social entre as populações tradicionais do médio e alto Purus e sua interface com os recursos hídricos da área. A pesquisa recebeu aporte em 2008 da Fundação Instituto para o Desenvolvimento da Amazônia (FIDESIA), seguido em 2009 do aporte oferecido pelo CNPq através do edital Universal/2009. Para este último desdobramento de pesquisa, objetivava-se estudar especificidades locais no transcurso do rio. A figura 1 apresenta a dimensão da área de pesquisa, evidenciando os nove municípios que compõem a calha do rio.

Em uma área tão extensa e pouco antropizada, a presença do Estado é baixa e relações de clientelismo e patronagem marcam o cotidiano das populações locais².

Adotando como metodologia o trabalho de campo, que marca o fazer antropológico, associado à pesquisa qualitativa, como a técnica de *grupos focais*³ e entrevistas semiestruturadas, o artigo expressa esforços de pesquisa que aproximam a realidade da várzea amazônica em sua dimensão socioambiental.

Na primeira seção apresentam-se as peculiaridades que envolvem a calha do rio Purus do ponto de vista da interface entre a legislação ambiental brasileira e as garantias constitucionais para indígenas e populações tradicionais,

¹ Financiamento efetivado através do Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil (PPG7) em parceria com o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

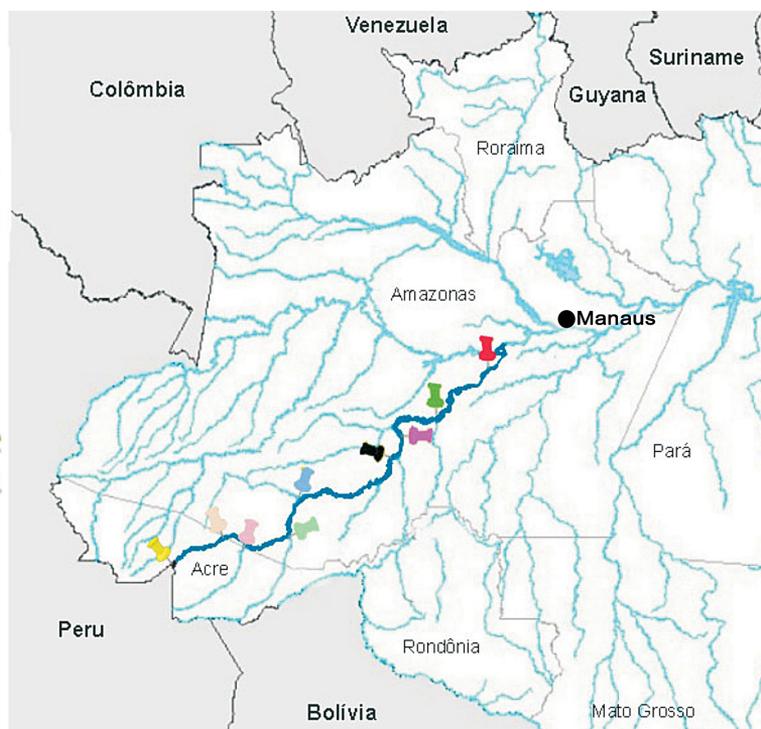
² No caso do rio Purus, a quase ausência do poder público e de garantia de direitos básicos permite a construção de cenários marcados pela lógica clientelista e de patronagem. Victor Nunes Leal articula esses conceitos na seguinte passagem: “o coronelismo é sobretudo um compromisso, uma troca de proveitos entre o poder público, progressivamente fortalecido, e a decadente influência social dos chefes locais...”. LEAL, V. N. *Coronelismo, enxada e voto: o município e o regime representativo no Brasil*. São Paulo: Alfa-Omega, 1975. p. 20.

³ Grupo focal constitui-se em uma técnica da pesquisa qualitativa. Consultar KRUEGER, R. A & CASEY, M. A. *Focus groups. A practical guide for applied research*. Califórnia: Thousands Oaks, 2000.

evidenciando-se o uso que estas últimas fazem do rio. A seção seguinte descreve o rio Purus em seu cenário específico de fronteira, enfocando a cidade de Santa Rosa do Purus e questões ambientais e étnicas, especialmente as relacionadas aos conflitos envolvendo recursos naturais.

Municípios da calha do Rio Purus

- Santa Rosa do Purus 
- Manoel Urbano 
- Sena Madureira 
- Boca do Acre 
- Pauní 
- Lábrea 
- Canutama 
- Tapauá 
- Beruri 



⁴ www.socioambiental.org capturado em dezembro de 2009.

Figura 1: Calha do rio Purus. Fonte: Instituto Socioambiental (ISA)⁴

Legislação ambiental, recursos naturais e população: entre indígenas e ribeirinhos do rio Purus

A Constituição Federal de 1988 garante o direito coletivo de povos indígenas de forma discriminada, caracterizando esses grupos a partir de uma identidade jurídica diferenciada de qualquer outro civil. Se esses grupos encontram-se contemplados pelas garantias previstas na Constituição Federal, a norma jurídica criada para a regulação ambiental evidencia, no entanto, a necessidade de proteção ao direito coletivo de outras minorias, especificamente as populações tradicionais. Estas surgem, ou assumem maior visibilidade, no contexto político, econômico e cultural da sociedade brasileira, à medida que a legislação ambiental restringe o uso aos recursos naturais, antes livremente acasados, criando, assim, situações de conflito e escassez.

Enquanto minoria étnica, as populações indígenas, como já mencionado, têm assegurados seus direitos fundamentais, como educação e saúde, implementados por órgãos voltados a esse fim⁵. Tais garantias se somam à disposição sobre os direitos resguardados na demarcação das Terras Indígenas (TI) que dizem respeito ao uso dos recursos naturais, essenciais à reprodução social desses grupos.⁶

No entanto, para a população tradicional, o quadro de garantias é bastante diferente. O problema se instala na própria definição do conceito de população tradicional, cuja discussão perpassa diferenciadas áreas do conhecimento. Das noções jurídicas, especialmente discutidas na elaboração da Constituição Federal de 1988, passando pela perspectiva das ciências da vida, a discussão sobre população tradicional ganha no escopo das ciências sociais perfil de conceito, que resulta de uma interlocução com um cenário político no qual se delineou a regulação dos direitos coletivos para as minorias. Assim, pensar população tradicional significa remeter aos debates entre intelectuais e sociedade civil organizada que determinaram a formulação da Carta Magna. Nesse processo, minorias historicamente excluídas, mas, naquele momento, politicamente organizadas ou representadas, conseguiram garantir os direitos coletivos vinculados aos processos de reprodução social de seus grupos. Índios e quilombolas⁷ configuram-se como exemplos emblemáticos daquele momento decisório. No decorrer das duas décadas que sucederam a promulgação da Carta Magna, as populações tradicionais, antes “invisibilizadas”⁸ nos instrumentos jurídicos, passaram a ocupar o cenário da discussão política, ao integrarem territórios-objeto das políticas ambientais, só pelo fato de desenvolverem uma relação de integração com a natureza, constituída em função de saberes tradicionais⁹ cultural e historicamente construídos.

Não é objeto deste artigo discutir a construção do conceito, mas apenas descrevê-lo de forma a orientar o olhar para o contexto da população que habita as margens do rio Purus. Assim, utiliza-se aqui o conceito de população tradicional, com referência àquelas comunidades que

apresentam um modelo de ocupação do espaço e uso dos recursos naturais voltados principalmente para a subsistência, com fraca articulação com o mercado, baseado em uso intensivo de mão de obra familiar, tecnologias de baixo impacto derivadas de conhecimentos patrimoniais e, normalmente, de base sustentável. (...) Em geral ocupam a região há muito tempo e não têm registro

⁵ À Fundação Nacional do Índio (FUNAI), em conjunto com o Ministério da Educação e Secretarias Estaduais de Educação, compete implementar a política educacional indígena. À Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) compete implementar a política de saúde junto às populações indígenas.

⁶ O artigo 231, parágrafo primeiro, da Constituição Federal de 1988 define como terras tradicionalmente ocupadas pelos índios aquelas por eles habitadas “em caráter permanente, as utilizadas para suas atividades produtivas, as imprescindíveis à preservação dos recursos ambientais necessários ao seu bem-estar e a sua reprodução física e cultural, segundo seus usos, costumes e tradições”. A definição de que essas terras pertencem à União encontra-se no parágrafo 20, inciso XI. No parágrafo segundo do artigo 231, consta reconhecido o direito aos índios de posse e usufruto exclusivo das riquezas de seu solo, rios e lagos.

⁷ Populações remanescentes de quilombos. Para saber mais, consultar ALMEIDA, Alfredo Wagner Berno. Os quilombos e as novas etnias. In: O'DWYER, Eliane Catarino (Org.). *Quilombos: identidade étnica e territorialidade*. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2002.

⁸ Deve-se salientar que o termo “invisibilizada” é usado de forma proposital, visto que essas populações não estavam visíveis, pois configuravam-se como empecilho para a política ambiental brasileira.

⁹ Saberes que se manifestam em práticas de manejo sustentável do meio-ambiente, técnica muito valorizada no cenário de degradação atual.

¹⁰ ARRUDA, Rinaldo. Populações tradicionais e a proteção dos recursos naturais em unidades de conservação. *Ambiente e Sociedade*, Campinas, 5:79-80, 1999. As discussões sobre populações tradicionais podem ser encontradas também em CUNHA, Manoela Carneiro. Populações Tradicionais e a Convenção da Diversidade Biológica. *Estudos Avançados*, 1999 e DIEGUES, Antonio Carlos S. Populações Tradicionais em Unidades de Conservação. In: VIEIRA, Paulo Freire; MAIMON, Dália (Org.). *As Ciências Sociais e a Questão Ambiental: Rumo à Interdisciplinaridade*. Belém: NAEA/UFPA, 1993.

*legal da propriedade privada individual da terra, definindo apenas o local de moradia como parcela individual, sendo o restante do território encarado como área de utilização comunitária, com seu uso regulamentado pelo costume e por normas compartilhadas internamente.*¹⁰

Dessa forma, a população que vive às margens do rio Purus, acessando seus recursos e reproduzindo práticas ancestrais de trato com a natureza, pode ser categorizada como população tradicional. Apresenta baixo acesso ao mercado de consumo, normalmente garantido quase exclusivamente através da relação de patronagem que envolve o comércio de pescado, castanha-do-Brasil e óleo de andiroba.

O quadro a seguir expressa as atividades dessa população e sua relação direta com a dinâmica do rio.

Quadro 1: Atividades da população tradicional articulada à dinâmica do rio Purus

Dinâmica do rio	Enchente	Cheia	Vazante	Seca
Período do ano	Dezembro a início de fevereiro	Fim de fevereiro a início de maio	Fim de maio a julho	Agosto a novembro
Atividades desenvolvidas	Detalhamento das atividades desenvolvidas segundo a dinâmica do rio e respectivo período do ano			
Cultivo da mandioca de várzea	Sim – roça colheita	Não (totalmente ausente)	Sim – plantação (julho)	Sim – plantação (julho) e roça (quando necessário, em geral mês sim mês não)
Pesca	Sim (no período de defeso, 3/11 a 15/03, somente para consumo)	Sim	Sim. Fica mais intensa a partir de junho, pois é quando o rio está praticamente seco, aumentando a piscosidade do mesmo	Sim (no período de defeso, 3/11 a 15/03, somente para consumo)
Extração	Sim – de forma intensa	Sim – de forma intensa. (principalmente a castanha, sendo seu ápice em março)	Sim (de forma moderada, pois a população está trabalhando na roça)	Sim (de forma moderada, pois a população está trabalhando na roça)

Fonte: Trabalho de campo, 2006/2009.

Roça, extração e pesca oscilam como atividades em função da dinâmica do rio. Os movimentos de enchente e vazante ditam as possibilidades para o uso dos recursos naturais perfilando um cenário diverso que forja as práticas da população que habita as margens do rio Purus.

No caso do alto rio Purus, outro aspecto se soma à questão: o cenário de fronteira entre Brasil e Peru. Sobre essa área do rio trata a seção a seguir.

Santa Rosa do Purus: etnia, recursos naturais e conflitos socioambientais¹²

¹² Os resultados que constam desta seção foram inicialmente discutidos no II Encontro da Sociedade Brasileira de Sociologia da Região Norte, de 13 a 15 de setembro de 2010.

Resultante do desmembramento do município de Manuel Urbano, Santa Rosa do Purus foi instituída pela Lei Estadual nº 1.028 de 28 de abril de 1992.

Como município de fronteira internacional (Brasil/Peru), Santa Rosa do Purus encontra-se bastante isolada, pois o acesso ao município restringe-se ao transporte fluvial e a pequenas aeronaves que chegam à pista, precária, mantida pela gestão pública local. A ausência de rodovias propicia o isolamento que marca toda a região do município. As atividades econômicas giram em torno, especialmente, do extrativismo, sendo a pesca de subsistência a segunda atividade mais importante. As atividades agrícolas restringem-se à produção de culturas de consumo local em decorrência do difícil escoamento da produção. Este se dá normalmente por via fluvial, ainda que bastante limitado pelas imposições da dinâmica da cheia e vazante do rio, que impedem a navegação de embarcações de grande calado.



Figura 3: Transporte de pequenas produções agrícolas pelo rio Purus. Fonte: Trabalho de campo, 2009

Essas características contribuem, particularmente, para a formação de uma população tradicional com dificuldades crescentes de acesso às políticas públicas, especialmente aquelas voltadas à agricultura e inserção de seus produtos no mercado local. Considerando que o rio se mostra como

a única via de transporte para essa população tradicional e que o combustível para o funcionamento das pequenas embarcações locais é escasso e caro, o deslocamento fluvial se mostra bastante oneroso, inviabilizando o transporte para a comercialização dos produtos que findam por alçar valores impossíveis de serem praticados no comércio local.

Normalmente, os ribeirinhos disputam o mercado com as etnias Jaminawa, Sharanawa e Mastanawa que vivem em território peruano. A área peruana encontra-se a montante de Santa Rosa, o que permite a essas etnias certa vantagem no transporte de mercadorias, que resultam tanto da pesca quanto de atividades produtivas, como a roça. No processo de reprodução social, os ribeirinhos de Santa Rosa do Purus se deparam com uma dificuldade a mais: a escassez de recursos naturais, dada a obliteração de entrada nos territórios que antes eram de livre acesso e uso. A figura 4 expressa as limitações de acesso à área, evidenciando um vasto mosaico de Unidades de Conservação e Terras Indígenas no entorno do município.

No que se refere à estruturação urbana, a dotação de equipamentos na cidade é bastante limitada. Duas escolas de ensino fundamental e médio atendem toda a população local, sendo que apenas uma escola de ensino fundamental (até a quarta série) atende a demanda dos moradores. Município jovem, Santa Rosa do Purus apresenta baixa densidade populacional, totalizando apenas 4.612 moradores em 6.146Km².¹³

Do total acima apresentado, mais de 50% são constituídos de indígenas, já que a sede municipal encontra-se próxima à Terra Indígena Alto Purus, onde as etnias Kulina (se autodenominam Madija/Madiha e falam a língua Arawá) e Kaxinawá (se autodenominam Huni Kuin e falam a língua Pano) compõem as 34 aldeias que integram essa TI. A figura 4 permite visualizar a presença e proximidade da área indígena em relação à sede municipal.

A divisão das terras entre essas duas etnias acontece num espaço até recentemente ausente de conflito, já que há consenso sobre o uso e divisão da área entre os dois grupos. As aldeias contam normalmente com Professor, Técnico de Enfermagem, Agente Indígena de Saúde (AIS) e Agente Indígena Sanitário (AISAN), sendo todos indígenas. Tal quadro interno de serviços criado para as aldeias origina recursos que garantem uma relação mais próxima de consumo com artigos oriundos da sociedade maior. Políticas públicas sociais do governo federal, como bolsa família¹⁴, potencializam ainda mais esse quadro de consumo. Vale ressaltar

¹³ Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, dados preliminares do Censo de 2010.

¹⁴ A bolsa família apresenta na localidade um perfil bastante voltado às práticas clientelistas. Quase a totalidade da população indígena possui esse benefício, e vale salientar que ela representa aproximadamente 50% do eleitorado do município. Assim, relações de favores, que caracterizam quadros de clientelismo, marcam a gestão pública municipal, oportunizados pelo baixo controle da União sobre programas como o bolsa família.

¹⁵ Rancho é a denominação regional do conjunto de artigos comprados para o consumo mensal de uma família. Normalmente é composto de sabão, sal, açúcar, óleo, margarina, bolacha, charque, arroz e feijão. No caso dos grupos indígenas, o rancho restringe-se basicamente aos quatro primeiros itens mencionados nessa composição.

¹⁶ As rabetas normalmente são movidas a gasolina, que pode ser acrescida de óleo para motor buscando maximizar a quantidade e barateando o produto final.

tar que os artigos demandados restringem-se basicamente ao rancho¹⁵ mensal. No entanto, o recurso recebido volta-se significativamente para a compra de combustível usado para os deslocamentos no rio entre aldeias e entre aldeias e cidade. Esse deslocamento merece destaque, uma vez que as atividades e conexões entre as aldeias se inserem de forma intensa no cotidiano das etnias locais. As relações de parentesco, marcadas por uma vida social de visitas frequentes e mesmo para trabalhos na roça, demandam um deslocamento custoso, alimentado pelo combustível que move pequenas embarcações conhecidas como *rabeta*¹⁶.

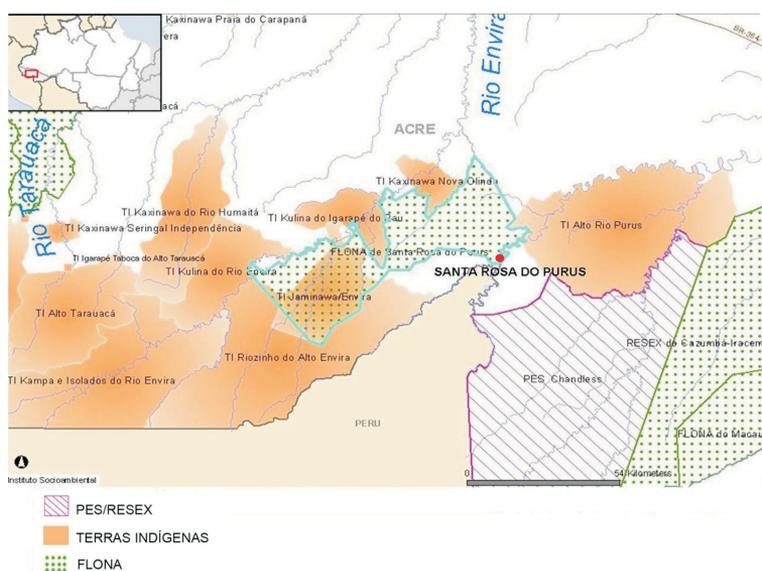


Figura 4: Terras Indígenas e Unidades de Conservação em Santa Rosa do Purus. Fonte: Instituto Socioambiental (ISA), 2009

Atividades de pesca e caça em áreas mais distantes também são realizadas por meio das rabetas. Dessa forma, o consumo de combustível é bastante elevado, causando entre as etnias grande preocupação com a disponibilidade monetária para a efetivação da compra desse tipo de artigo. É nesse sentido que as relações indígenas de dependência monetária, especialmente Kaxinawá, marcam a vida de Santa Rosa do Purus, de tal sorte que mesmo na esfera da organização do espaço da sede municipal essa característica se expressa. Assim, há um bairro onde apenas os Kaxinawá residem, lá constroem suas casas, nas quais se instalam quando vêm à cidade para receber os recursos oriundos da bolsa família, ou mesmo seus salários.



Figura 5: Embarcações conhecidas como *rabetas* usadas para as atividades do cotidiano. Fonte: Trabalho de campo, 2009

Nesse movimento de ir e vir, os Kaxinawá passam parte significativa do mês na sede municipal. Em longo prazo, muitas famílias permanecem às vezes por vários meses do ano em Santa Rosa do Purus. As estratégias de sobrevivência entre os Kaxinawá, nesse cenário urbano, voltam-se para a demanda de auxílio junto ao poder público local, que se mostra bastante sensível ao atendimento, já que é através dessas relações que situações clientelistas se estabelecem e marcam a gestão municipal e os processos eleitorais.

Essa relação de dependência e troca com o poder público local vem desenhando um novo perfil populacional entre os Kaxinawá. Enquanto que na década passada a TI Alto Purus apresentava menos de 15 aldeias somando as duas etnias que compõem a área, após uma década esse número saltou para mais de 30 aldeias. Tal cenário pode ser explicado quando se evoca a estrutura administrativa originada nos serviços de educação e saúde garantidos para os grupos indígenas, pois tais serviços criam uma estrutura que se traduz em recursos monetários para uma aldeia com uma média de 20 famílias. Assim, a abertura de uma aldeia significa a criação de pelo menos três postos de trabalho (AIS, AISAN e Professor Indígena) que podem ser alargados para mais dois postos (Técnico em Enfermagem e Parteira).

O fator perverso desse processo pode ser observado apenas a longo prazo. Grandes aldeias, caracterizadas por atividades agrícolas sustentadas por estratégias de parentesco e mutirão, que compunham o cotidiano Kaxinawá até início do século XXI, vêm cedendo lugar a aldeias pequenas, ori-

ginadoras de empregos e recursos monetários, tendo em vista que sua estrutura de funcionamento articula-se ao aparato das políticas voltadas aos indígenas. A gestão municipal evidencia-se como a principal interlocutora e operacionalizadora desse processo, já que, às administrações municipais cabe, localmente, implementar e desenvolver tais políticas.

A abertura de novas aldeias, no entanto, demanda um aumento populacional que a justifique. Considerando que a divisão geopolítica entre Brasil e Peru não é reconhecida pelos Kaxinawá, a busca pelo aumento dos grupos através da migração, da área peruana para o Brasil, vem se mostrando como uma estratégia bastante eficaz entre os Kaxinawá para aumentar seu contingente populacional. Os desdobramentos perversos se traduzem nas alterações do cotidiano Kaxinawá de trato com a natureza, no esquecimento silencioso de suas técnicas de plantio, de suas regras de reciprocidade e mesmo de suas tradições mágicas¹⁷.

Mas há outros desdobramentos compensadores. Se, por um lado, no contato com a sociedade maior, os Kaxinawá obnubilam suas tradições, seus costumes e mesmo seu conhecimento e técnica de trato com a natureza, por outro lado, a estratégia de migração Kaxinawá no sentido Peru/Brasil realimenta esse sistema cultural. É evidente o reconhecimento, entre as lideranças Kaxinawá brasileiras, da importância da memória de seus ancestrais, que muitas vezes pode ser acessada apenas entre os mais velhos, em alguns casos por aqueles que se encontram em território peruano¹⁸. Ao mesmo tempo, a experiência permite estabelecer comparações entre políticas públicas dos dois países.¹⁹ Nesse sentido, os Kaxinawá que migram para o Brasil percebem como uma vantagem do território brasileiro a disponibilidade de serviços oriundos de políticas públicas específicas para os indígenas, ou mesmo aquelas de redistribuição de renda, como o caso da bolsa família. Por outro lado, e considerando o cenário de participação indígena na vida política em território peruano, os Kaxinawá identificam as possibilidades de aprendizagem de uma lógica do campo político que também pode ser usada em suas experiências no Brasil.²⁰

Soma-se a esse quadro as práticas de comércio entre os Kaxinawá que vivem em território peruano e as demandas dos moradores de Santa Rosa do Purus. Com uma intensa fiscalização ambiental do Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (IBAMA) e da Polícia Federal, o comércio de caça e a retirada de madeira não compõem a prática de indígenas e população tradicional de Santa Rosa do Purus, mas sim das etnias presentes em território peruano.

¹⁷ Como primeiro resultado de pesquisa, este artigo traz apenas dados da última viagem a campo, todavia, novas abordagens deverão compor as etapas seguintes do estudo. O refinamento na análise das mudanças vivenciadas pela atual situação de contato dos grupos Kulina e Kaxinawá e seu envolvimento com a sociedade maior mostra-se como prioritária. Uma análise comparativa deverá ser empreendida tanto na perspectiva temporal, para o resgate de memória, como entre as formas diferenciadas que essas duas etnias apresentam no processo de interface com a sociedade maior.

¹⁸ Nas entrevistas foi possível constatar que as gerações Kaxinawá mais velhas, entre 65 e 75 anos, que vivem em território brasileiro, interagem de forma conflituosa com as gerações mais jovens, prejudicando, em alguns casos, o repasse do conhecimento tradicional Huni Kuin. As lideranças reconhecem os desdobramentos nefastos desse processo e buscam o contato e o fortalecimento cultural na relação com os Kaxinawá em território peruano.

¹⁹ Nessa área transfronteiriça, que tem no rio seu meio de acesso e ao mesmo tempo seu protagonista, o traslado entre territórios garante o contato entre os grupos e etnias locais.

²⁰ A cidade de Esperanza, em território peruano, teve no último processo eleitoral um Kaxinawá escolhido para ocupar o cargo de *Alcalde*, função semelhante à de prefeito na estrutura burocrática e de gestão brasileira.

²¹ Essa afirmação se origina dos dados obtidos nas entrevistas junto à população indígena em território brasileiro e peruano.

Assim, o fornecimento desse tipo de recurso natural acontece através do rio, no comércio com os Kaxinawá, Jaminawa, Sharanawa e Mastanawa, etnias presentes em território peruano. Considerando a permissividade da legislação ambiental peruana²¹, são práticas recorrentes entre essas etnias a caça de animais silvestres e a retirada de madeira, e sua comercialização, na sede municipal de Santa Rosa, é a regra mais frequente. Os discursos entre esses grupos sobre as melhores condições de comercialização, não somente desses produtos, como também daqueles oriundos da pesca e da roça, podem ser compreendidos mediante uma demanda em território brasileiro, que se vê regrada e fiscalizada pelos órgãos do governo.

Considerações finais

Em cenários de fronteira, onde dinâmicas diferenciadas muitas vezes se sobrepõem, uma situação chama atenção: no percurso e transcurso do rio Purus, o fluxo e refluxo de experiências entre uma mesma etnia para o enfrentamento de situações de marginalização impostas pela sociedade maior se agiganta. Esse movimento evidencia-se como uma estratégia para ampliar experiências e conhecimentos entre os Kaxinawá. O discurso sobre tal aprendizado como um fator importante na relação com a sociedade do branco, especialmente na esfera política, está fortemente presente entre as lideranças indígenas. Ao construir uma cognição diferenciada resultante de contextos políticos e de gestão variados (Peru e Brasil), os Kaxinawá se fortalecem para momentos futuros que demandarão um posicionamento mais articulado frente às mudanças e imposições da sociedade do entorno. Por outro lado, esse contato é viabilizado e facilitado nas águas do rio, onde a comercialização dos recursos naturais se consolida.

De forma contraditória, em uma área marcada pela intensa diversidade e disponibilidade de recursos naturais, a população tradicional vive situações de escassez. Com a baixa eficiência das políticas públicas a ele destinadas, ainda que tenha vivido secularmente às margens do rio acessando e usando os recursos naturais da área, esse segmento social vê agora suas formas de vida ameaçadas em decorrência das restrições legais para o acesso às terras e aos recursos das Unidades de Conservação, que limitam as áreas de livre acesso do município.

O rio Purus é o protagonista de todo esse processo de contato interétnico, violação ambiental, comércio e restrição de recursos naturais.

Voyner Ravena Cañete é antropóloga, doutora em Ciências Socioambientais, professora do Instituto de Ciências Biológicas e do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aquática e Pesca, da Universidade Federal do Pará.

ravenacanete@ufpa.br

Nírvia Ravena de Sousa é cientista política, doutora em Ciência Política, professora da Universidade Federal do Pará e coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido do Núcleo de Altos Estudos Amazônicos (PDTU/NAEA/UFPA).

niravena@uol.com.br

Cleide Lima de Souza é cientista social, mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente Urbano (Universidade da Amazônia-UNAMA).

cleidedesouza@yahoo.com.br

Thales Maximiliano Ravena Cañete é cientista social e mestrando do Programa de Pós-Graduação em Direitos Humanos da Universidade Federal do Pará.

thales_canete@yahoo.com.br

A GESTÃO DAS ÁGUAS BASEADA NO
PRINCÍPIO USUÁRIO PAGADOR
DIFICULDADES E PERSPECTIVAS PARA O
SISTEMA DO RIO GRANDE DO SUL

Eugenio Miguel Cánepa

*O poder é como o esterco:
só é bom quando espalhado.*
(Anônimo)

Pela Constituição Federal de 1988, o Brasil estabeleceu o domínio público de seus recursos hídricos: as águas superficiais têm o seu domínio repartido entre a União e os estados federados; as águas subterrâneas passam a ser de domínio dos estados. Portanto, não existe mais domínio municipal ou privado dos recursos hídricos do país. Os estados estabeleceram então, em suas respectivas constituições, dispositivos de domínio e gestão de suas águas em consonância com a Constituição Federal. Após, vieram as leis estaduais de São Paulo (1992), Rio Grande do Sul (1994), a Lei Federal (1997) e, subsequentemente, as leis dos demais estados. Em 2002 é criada a ANA – Agência Nacional de Águas. Este corpo legal/institucional se caracteriza pela perspectiva da construção de sistemas de gestão descentralizados e participativos, em que a cobrança pelo uso da água (Princípio Usuário Pagador) constitui um dos pilares de sua implementação.

Introdução

A implementação do modelo de gestão das águas no país se desenvolve em ritmo lento, lentidão particularmente notável no que tange ao Sistema Estadual de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul (SERH-RS), uma experiência pioneira, mas que se encontra hoje bastante retardado em relação a outros sistemas estaduais e mesmo ao nacional. De fato, depois de quinze anos de promulgação da Lei Estadual 10.350, tendo sido instalados todos os comitês de bacia correspondentes, o sistema ainda engatinha: 1) ainda não foram criadas as (três) Agências de Região Hidrográfica – absolutamente indispensáveis para a execução das deliberações dos comitês; 2) o Poder Executivo estadual não ocupa efetivamente os 20% de lugares que lhe correspondem nos comitês – onde, conseqüentemente, não se discutem os planos incidentes sobre os recursos hídricos que, de modo geral, são setoriais e não sistêmicos; 3) quando da ocorrência de desastres ambientais ou discussão de problemas ambientais crônicos, os meios de comunicação praticamente passam “por cima” dos comitês, convocando diretamente as autoridades governamentais, as quais, por sua vez, não fazem qualquer menção de encaminhar o debate para o âmbito dos comitês; 4) na discussão sobre os problemas acumulados provenientes da falta de saneamento e as enormes somas de recursos financeiros que seriam necessários para sua solução, praticamente nunca se leva em conta o papel que o Princípio Usuário Pagador (PUP) poderia desempenhar como mecanismo de auxílio financeiro e, até, como instrumento indutor do tratamento¹; conseqüentemente, amplos segmentos da sociedade estão muito distantes da compreensão efetiva do sistema e de suas implicações, sendo colhidos de surpresa quando, por exemplo, surge alguma notícia referente à cobrança pelo uso da água.

Diante desse quadro desanimador, uma pergunta se impõe: todo o arcabouço legal e institucional sobre a questão não seria apenas fruto de um *wishful thinking* de nossos legisladores, sem qualquer esperança de efetiva realização dos projetos em prazo razoável? Em nossa opinião, a resposta é um rotundo não. De fato, ainda que reconhecendo as imensas dificuldades por que passam os sistemas nacional e estaduais – em especial, o sistema gaúcho – o que o país vem construindo é algo que veio para ficar, fruto de um alinhamento às modernas tendências mundiais em matéria de gestão de recursos hídricos. Este artigo visa, precisamente, à apresentação detalhada desse alinhamento, no sen-

¹ Estudo recente da ANA estima em algo como 70 bilhões de reais os recursos necessários ao longo da próxima década para “empurrar” a crise do saneamento básico (abastecimento de água e coleta e tratamento de esgotos urbanos) ao menos por uma década. Para um resumo do estudo, ver a revista *Carta Capital*, de 30/03/11.

tido de fortalecer a argumentação e a capacidade de persuasão, por parte dos envolvidos, na implementação do sistema de gestão das águas. Temos a convicção de que o embasamento histórico e teórico aqui apresentado é fundamental para o convencimento, tanto das autoridades governamentais quanto da sociedade, de que o que está sendo feito é muito, muito mais do que – como tantos afirmam – o lançamento de outro imposto a ser pago pelos cidadãos brasileiros.

Como veremos a seguir, o modelo brasileiro de gestão, com suas diversas variantes, conta com uma experiência prática de um século e com uma discussão teórica que se desdobra ao longo dos dois últimos séculos.

Um século de experiência

As Companhias de Água da região do Ruhr, na Alemanha, e o sistema de Comitês e Agências de Bacia da França constituem as experiências legais e institucionais em que o modelo brasileiro vem tentando se espelhar ou, ao menos, se inspirar.

O caso da Alemanha

Na Alemanha, em fins do século XIX e início do século XX, começaram a surgir, na região carbonífero-siderúrgica do Ruhr, as *Genossenschaften*² – Associações da Água – num total de oito, visando a uma gestão integrada dos recursos hídricos das diversas bacias integrantes ali existentes. Nas *Genossenschaften*, a adesão dos membros é obrigatória e a aplicação do Princípio Usuário Pagador (cobrança pela retirada de água do manancial e lançamento de efluentes) é realizada no contexto sistêmico. No seu estudo de 1968, afirmam Kneese & Bower:

O sucesso das Genossenschaften baseia-se em arranjos institucionais que lhes permitiram planejar e operar um sistema regional relativamente eficiente. Em virtude do alcance regional das companhias, de sua autoridade para implementar um amplo leque de alternativas e do denso desenvolvimento de suas áreas, é feito um uso abrangente de medidas de melhoria da qualidade das águas, bem como da especialização de cursos d'água. Além do mais [...], medidas indiretas, como a recuperação de materiais, produção de subprodutos e engenharia de processo, desempenham um amplo papel no controle da geração de rejeitos industriais.

De acordo com Barraqué³, embora o modelo das *Genossenschaften* não tenha sido “exportado” para as de-

² KNEESE, A. V. & BOWER, B. *Managing water quality: economics, technology, institutions*. Baltimore: Johns Hopkins Press & Resources for the Future, 1968.

³ BARRAQUÉ, B. *Les politiques de l'eau en Europe*. Paris: La Découverte, 1995.

mais regiões da Alemanha (em virtude, diz o autor, de características sociopolíticas muito específicas da região do Ruhr), não resta dúvida de que tal experiência regional marca profundamente toda a política de recursos hídricos alemã. De qualquer modo, as Companhias de Água alemãs, ainda que com adaptações e fusões, subsistem até hoje e se constituem num exemplo bem sucedido de gestão integrada, descentralizada e participativa que mereceria, em nossa opinião, maior atenção por parte dos envolvidos nas experiências brasileiras em andamento.

O caso da França

Com relação à França, a experiência de gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos, ainda que de grande porte, por sua abrangência nacional, inicia bem mais tarde, especificamente nos anos 60 do século XX.⁴

No período que vai do imediato pós Segunda Guerra Mundial até o início dos anos 70, a França experimentou um firme crescimento econômico, tal como ocorreu, de modo geral, com todos os países da Europa ocidental e os EUA. O progresso econômico aliado à destruição da infraestrutura ocorrida durante a guerra, fez com que, já nos anos 50, os cursos d'água franceses sofressem deterioração muito acentuada, fruto da poluição urbana e industrial, principalmente.

Diante do problema, a Comissão Geral do Plano francês (lembre-se que a França foi uma das economias capitalistas mais bem sucedidas na aplicação do chamado Planejamento Indicativo) apresentou à Assembléia nacional francesa, em 1959, projeto de lei estabelecendo um sistema de combate à poluição. Em 1964, a lei foi aprovada e promulgada⁵.

O sistema estabelecido a partir dessa lei e seus desdobramentos pode ser resumido como segue. São estabelecidas, no território francês, seis Bacias Hidrográficas⁶. Em cada uma é instalado um Comitê de Bacia e a respectiva Agência Financeira de Bacia. O Comitê é composto por representantes dos usuários de recursos hídricos, das coletividades locais e de órgãos do Estado e passa a ser um verdadeiro "parlamento das águas". A Agência é um órgão público posto à disposição do respectivo Comitê, no sentido de dar-lhe o apoio técnico e operacional necessário⁷.

O início de operação do sistema se dá a partir da determinação dos objetivos de qualidade a serem alcançados nos cursos d'água das bacias. Através de consulta feita pelo Estado aos Departamentos franceses a respeito dos usos

⁴ KNEESE, A. V. & BOWER, B. *Op. cit.*

BARRAQUÉ, B. *Op. cit.*

NICOLAZO, J.-L. *Les Agences de l'eau*. Paris: Pierre Johanet & Fils, 1989 e 1997.

VEIGA DA CUNHA, L. *et al. A Gestão da Água*. Lisboa: Fund. Calouste Gulbenkian, 1981, bem como material e anotações de meu estágio no Ministério do Meio Ambiente francês e em três Agências de Bacia, em 1991.

⁵ "Régime et repartition des eaux et lutte contre leur pollution". Lei de 16/12/1964.

⁶ Seine-Normandie, Artois-Picardie, Rhin-Meuse, Loire-Bretagne, Adour-Garonne e Rhône-Méditerranée-Corse. Na realidade trata-se de verdadeiras Regiões Hidrográficas, compreendendo, cada uma, várias bacias.

⁷ No projeto original, não constavam as Agências. Durante a tramitação na Assembléia Nacional Francesa é que se percebeu a necessidade absoluta desse apoio técnico e operacional, no sentido de embasar tecnicamente as decisões dos comitês, bem como dar-lhes andamento. Se existissem apenas os comitês, os custos de transação iriam às alturas e praticamente inviabilizariam tal gestão descentralizada e participativa. A presença das Agências visa, justamente, tornar administráveis tais custos.

desejados para trechos dos cursos d'água que banham o seu território, estabelecem-se os objetivos de qualidade a serem alcançados. É importante salientar que, no momento de seu estabelecimento, tais objetivos ficavam muito acima da realidade dos rios (alguns tinham sido transformados em verdadeiras cloacas). Por outro lado, o prazo de consecução dos objetivos permanece em aberto.

Com base nesses objetivos a atingir, cada Comitê, com o apoio da respectiva Agência, define seu Plano de Intervenção (em geral, quinquenal), consubstanciado em plantas de tratamento de esgotos urbanos, plantas de tratamento de efluentes industriais, plantas de tratamento de água etc. Por meio da cobrança (*redevances*) pela retirada de água e pelo despejo de efluentes⁸ são gerados recursos financeiros que dão apoio financeiro aos titulares dos investimentos programados. A cobrança, bem como o repasse aos atores dos recursos financeiros arrecadados, cabe à Agência, a qual, diferentemente das *Water Authorities* inglesas, não empreende diretamente nenhuma das intervenções programadas.

O equilíbrio financeiro das contas da Agência se dá através de duas igualdades. De um lado, o total dos repasses coincide com o total arrecadado. De outro lado, o total repassado a cada um dos setores (por exemplo, coletividades locais) é igual ao total arrecadado pelo respectivo setor. Ao longo do tempo, cada Comitê deve demonstrar que está fazendo o seu dever de casa: as intervenções planejadas e executadas devem melhorar continuamente a qualidade das águas da respectiva bacia, aproximando-se, assim, dos objetivos de qualidade estabelecidos no início de sua operação.

É de se notar que, nos primeiros anos de operação do sistema, as *redevances* aplicadas, especialmente as de poluição, têm caráter incitativo, isto é, induzem os agentes ao tratamento parcial de seus efluentes no sentido de evitar, também parcialmente, o pagamento da tarifa, pois é mais barato, nessa faixa, tratar do que pagar. É importante destacar que, enquanto a tarifa for incitativa, o agente poluidor tem estímulo – independentemente de financiamento – para fazer o tratamento. Resulta daí que, neste caso, o total dos investimentos na Bacia pode ser, e em geral é, superior ao total arrecadado e repassado pela Agência⁹. À medida, entretanto, que se progride no abatimento de poluentes, a curva de custo marginal de longo prazo do tratamento de efluentes¹⁰ vai crescendo exponencialmente. Assim, tarifas que pretendessem ser realmente incitativas deveriam crescer no mesmo ritmo, o que acaba se revelando impraticável,

⁸ A partir de 1975, o sistema opera “a plena carga” e são cobrados os lançamentos dos seguintes efluentes: material oxidável (DBO+DQO), materiais em suspensão, nitrogênio, fósforo e carga tóxica.

⁹ Os repasses da Agência aos “tratadores” são feitos sob a forma de empréstimos, muitas vezes subsidiados, a fim de tornar ainda mais atraentes os investimentos programados induzidos pela tarifa.

¹⁰ Em linguagem de matemática financeira, trata-se da noção de custo anual equivalente, isto é, a conversão do fluxo de caixa da planta de tratamento (investimento + custos operacionais anuais) em prestação anual equivalente a uma determinada taxa de juros e com prazo igual ao da vida útil da planta.

quer pela repercussão ao nível do comitê, quer pela possibilidade de gerar pressões inflacionárias (no entender do Ministério da Fazenda). Assim sendo, chega um momento em que a tarifa torna-se apenas um instrumento de financiamento, tornando bem mais lento todo o ritmo de investimentos e intervenções. De qualquer modo, é inegável que o sistema francês logrou êxitos notáveis no período que vai de 1975 até meados da década de 90. Depois disso, vem experimentando transformações que, para os propósitos deste artigo, não cabe analisar.

A repercussão no Brasil

Em 1983, por promoção conjunta do Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE/MME), da Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA/MINTER), do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq/SEPLAN) e do Comitê Especial de Estudos Integrados de Bacias Hidrográficas (CEEIBH), foi realizado, em Brasília, o Seminário Internacional de Gestão de Recursos Hídricos. Esse encontro contou com a participação de especialistas internacionais da Inglaterra, França e Alemanha e teve como principal consequência a deflagração de um amplo debate, em escala nacional, sobre a urgente necessidade de modernização da gestão de recursos hídricos. Tal debate, por sua vez, gerou como desdobramento um entusiasmo crescente pelo exemplo francês, o qual acabou conquistando corações e mentes de ponta a ponta no país. Assim, as pioneiras leis paulista (1991) e gaúcha (1994), bem como a lei federal (1997) e outras leis estaduais, foram elaboradas com fortíssima inspiração no modelo francês.

Os casos dos demais países europeus e dos EUA

A leitura do livro de B. Barraqué, publicado em 1995, mostra que todos os países da Europa Ocidental possuem sistemas bastante específicos em matéria de gestão das águas. Entretanto, como nenhum deles apresenta as características de descentralização e participação vistas anteriormente, também fogem à análise aqui proposta. Ressalte-se, contudo, que na maioria dos casos é praticada a cobrança pelo uso dos recursos hídricos (retirada de água e despejo de efluentes).

Os EUA constituem um caso à parte, em virtude de sua complexidade. Primeiramente, pelo seu forte caráter federativo. Em segundo lugar, e de certo modo resultante do anterior, pela existência de dois corpos distintos de direito das águas no país: prevalência dos direitos ripários

(ribeirinhos) no leste, e dos direitos de apropriação no oeste. Além do mais, a promulgação demasiado ousada da Lei da Água Limpa de 1972, com suas contramarchas posteriores, faz com que todo o quadro legal e institucional norte-americano referente à gestão dos recursos hídricos exija um tratamento especial, fora também do âmbito do presente artigo.

Dois séculos de reflexão teórica

David Ricardo e a progressiva escassez dos recursos naturais

No início do século XIX, na Inglaterra, carro-chefe da Revolução Industrial (então em seus primórdios), ocorreu uma polêmica profunda, um verdadeiro conflito, envolvendo a burguesia industrial nascente e a aristocracia dona das terras. Queixavam-se os industriais que o trigo, principal fonte de alimento para o operariado em expansão, estava atingindo preços crescentes e abusivos, fruto das altas rendas de terras cobradas aos arrendatários produtores de trigo pelos senhores de terras (*landlords*). Implícita nessa acusação estava uma visão de causalidade que ia da ganância dos senhores de terras aos preços crescentes do trigo, via rendas “abusivas” das terras. Isto, por sua vez, aumentava o custo de vida para os operários, além da necessidade de aumentos salariais e do conseqüente aumento dos preços dos bens industriais com o comprometimento das exportações inglesas (perda de competitividade, ou aumento do “custo Inglaterra”, como diríamos hoje).

Coube a David Ricardo, economista inglês, um dos fundadores da Economia moderna (junto com Adam Smith), desatar o nó dessa polêmica. De fato, Ricardo demonstrou que a linha de causalidade é justamente inversa. Não é porque as rendas são altas que o preço do trigo sobe. O que ocorre é o contrário: a expansão industrial, expandindo em conseqüência o total de operários contratados, provoca o aumento da demanda por trigo, o que requer a expansão da área cultivada. Ora, sendo as terras cultiváveis escassas e de produtividade decrescente, o resultado é o surgimento de rendas crescentes. Vale a pena citar o professor Mário Henrique Simonsen, em seus *Ensaio Analíticos*:

Ricardo começa por observar que, num país sub-povoado e com abundância de terras férteis, não haveria renda da terra. O que faz surgir essa renda é a necessidade, com o crescimento demográfico, de ocupar não apenas as melhores terras, mas também outras de menor fertilidade. O preço do trigo é o mesmo, quer ele provenha de uma

terra mais ou menos produtiva. Mas a quantidade de capital e trabalho necessária à produção de uma tonelada de trigo é menor na terra mais fértil. Como o preço do trigo deve remunerar o capital e o trabalho empregados na terra de pior qualidade, o proprietário da terra mais fértil se beneficiará de uma renda, como fruto de sua diferencial de produtividade. [...]. Naturalmente, o aumento da população num país com relativa escassez de terras obriga o aproveitamento de áreas cada vez piores. O resultado é o progressivo aumento da renda das propriedades mais férteis. Nesse sentido, Ricardo deixa bem claro que a renda da terra é efeito, e não causa, do encarecimento dos alimentos.

Incidentalmente, cabe mencionar que Ricardo articulou sua teoria da renda da terra com sua outra formulação teórica, a Teoria das Vantagens Comparativas, um dos pilares da Teoria do Comércio Internacional. Com base em tal marco teórico, Ricardo advogava a liberação da carga tarifária imposta às importações de trigo do Novo Mundo, de modo a tornar mais barato o trigo na Inglaterra. É claro que a oposição protecionista foi grande e a *Corn Law* (que liberava as importações de trigo) só veio a ser promulgada muito depois da formulação de Ricardo.

Com pequenas alterações, a Teoria da Renda da Terra de Ricardo foi incorporada à “caixa de ferramentas” do economista moderno¹¹. Ela é um instrumento muito útil para compreender, por exemplo, a cobrança do estacionamento em via pública, no centro de nossas cidades, para o raciocínio das vagas públicas¹². Permite, ainda, compreender a grande variação dos aluguéis de imóveis em nossas praias do sul do país, nos períodos de temporada e fora dela. E assim por diante.

Mas, a contribuição de Ricardo vai além; e isto, como veremos, é fundamental para os propósitos deste artigo. No capítulo 2 de seu *magnum opus*, *Princípios de Economia Política e Tributação* (1815), lemos:

*Se o ar, a água, a elasticidade do vapor e a pressão atmosférica tivessem diferentes qualidades, se pudessem ser apropriados e se cada qualidade existisse apenas em quantidade moderada, esses agentes, assim como a terra, dariam origem a renda, à medida que as diferentes qualidades fossem sendo utilizadas.*¹³

Ricardo, inicialmente, e os demais autores da Escola Clássica Inglesa de Economia Política (especialmente, J. Stuart Mill), pensavam que as terras férteis haveriam de se tornar absolutamente escassas em escala planetária, de mo-

¹¹ Uma das alterações foi a de incorporar a questão da localização das terras, em relação aos centros urbanos consumidores, além da questão original das diferenças de fertilidade.

¹² Permite, também, compreender por que não se cobra o estacionamento à noite: como sobram as vagas em relação à demanda, uma diminuição ainda maior de vagas ocupadas, via preço, é desnecessária.

¹³ RICARDO, D. *Princípios de Economia Política e Tributação*. Lisboa: Fund. Calouste Gulbenkian, 1983.

¹⁴ Para uma exposição primorosa dos elementos do sistema ricardiano em ação, ver a obra *Ensaio Analítico* (Rio de Janeiro: FGV, 1994) do professor Mario Henrique Simonsen (capítulo 12 – “A teoria clássica inglesa”).

¹⁵ Mark Blaug (BLAUG, M. *Economic Theory in Retrospect*. Londres: Cambridge University Press, 1978. 3rd. ed.) logo na abertura do capítulo dedicado a Ricardo, nos diz: “At the heart of the Ricardian system is the notion that economic growth must sooner or later peter out owing to scarcity of natural resources”.

¹⁶ Para detalhes adicionais, consultar REIS, A. & de LIMA SANTIN, M. F. C. A Teoria da renda da terra ricardiana: um marco unificador entre as economias da poluição e dos recursos naturais. *Revista Perspectiva Econômica*, 3(2): 65-81, jul/dez 2007.

¹⁷ O caso, por exemplo, do Lago Guaíba, em Porto Alegre, Rio Grande do Sul, a partir dos anos 60, aproximadamente.

do que, finalmente, o processo de crescimento econômico seria detido, atingindo-se o chamado “estado estacionário”¹⁴. Dois séculos de crescimento contínuo, baseado em inovações tecnológicas amplas e sucessivas, parecem ter convencido o mundo que esse final pode ser protelado indefinidamente. Seja como for, a mensagem de Ricardo sobre as terras férteis e os demais componentes dos chamados recursos naturais (as águas, o ar etc.), foi esquecida. Ainda assim, visto em retrospecto, Ricardo pode ser considerado o primeiro economista ambiental da história do pensamento econômico¹⁵. E parece-nos óbvio, também, que hoje sua mensagem não pode mais ser ignorada: os recursos naturais têm seu preço.¹⁶

A escassez de nossas águas doces: aspectos específicos

A essencialidade vital das águas doces do nosso planeta (rios, lagos, águas subterrâneas) materializa-se por meio da multiplicidade de utilizações para as quais são demandadas. *Grosso modo*, temos dois grandes grupos de utilizações. De um lado, as águas doces servem como insumos de atividades humanas (abastecimento público, dessedentação de animais, irrigação, produção industrial, geração de energia, navegação, esportes e lazer etc.), fonte de amenidades ambientais (os “scenic rivers”, por exemplo), além, é claro, da função ecológica básica de sustentáculo, em última análise, de toda forma de vida no planeta. De outro lado, serve como fossa de resíduos, para a diluição e assimilação dos resíduos gerados por todos os seres vivos, com destaque para aqueles oriundos das atividades humanas.

Na medida em que esses dois grupos de utilizações se fazem, em conjunto, dentro da capacidade de suporte e assimilação dos corpos d’água, tais serviços fornecidos pela Natureza são gratuitos: as águas constituem um bem livre, sob o ponto de vista da Economia, e uma estrutura jurídica de livre acesso, por parte de todos os interessados justifica-se plenamente. Entretanto, quando a capacidade de suporte e assimilação é ultrapassada, verifica-se a escassez¹⁷.

No que tange ao primeiro grupo de utilizações (fonte de suprimentos e amenidades ambientais), surge uma *escassez quantitativa*. Por exemplo: uma cidade ribeirinha tem seu abastecimento urbano comprometido, em época de estiagem, pelo fato de um distrito de irrigação, a montante, ter “açambarcado” (em barragens) parte substancial do fluxo do rio. No caso em tela, o afetado por esse tipo de escassez a sente, digamos, diretamente: falta água quando dela precisa. Dadas as funções de demanda da companhia de

abastecimento (em nome dos usuários urbanos) e do distrito de irrigação, existe um preço que ajusta as duas demandas à disponibilidade do recurso. Note-se que se o ajuste é realizado através do estabelecimento de cotas, também há preços implícitos na transação.¹⁸

¹⁸ Em seu livro clássico *Water Resources Economics*, E. Kuiper traz um exemplo bem didático da estimativa do valor da água para um Distrito de Irrigação projetado (ver páginas 156-158).

Num problema de programação linear de maximização de produção, o valor do serviço de um recurso escasso aparece como um *shadow price* positivo (justamente uma renda de escassez).

¹⁹ Ou custos externos, ou custos sociais, ou efeitos colaterais etc.

²⁰ Simetricamente, existem “externalidades positivas”. Isto acontece quando um agente arca integralmente com os custos de um empreendimento, mas os benefícios gerados não lhe cabem exclusivamente, fluindo também para terceiros, que os recebem gratuitamente, sem nada pagar por eles.

²¹ Cabe, aqui, já que estamos tentando dar um panorama da sequência histórica de reflexão, mencionar o estudo pioneiro de A. C. Pigou no início do século XX (1912) com seu imposto ambiental equivalente ao custo social gerado pela empresa poluidora. PIGOU, A. C. *Welfare economics*. London: McMillan, 1932 (4th ed.).

²² A TVA – Tennessee Valley Authority – é o mais famoso desses empreendimentos.

Quando ao segundo grupo (fossa de resíduos), surge uma *escassez qualitativa*, proveniente da degradação qualitativa do recurso. Aqui, a relação entre afetantes e afetados é mais sutil. Consideremos o caso de uma cidade ribeirinha A, que lança seus esgotos *in natura* no rio que a banha. Após duas décadas de intenso crescimento populacional, o volume de esgotos, agora, ultrapassa em muito a capacidade de assimilação do corpo receptor, de modo que o rio apresenta uma degradação intensa. Como consequência, a cidade vizinha, B, a jusante, passa a experimentar custos aumentados no tratamento de água para o abastecimento urbano, bem como tem a balneabilidade de sua praia e a pesca comprometidas pela poluição do rio. O que está ocorrendo aqui? No jargão dos economistas, há uma questão de *externalidades*¹⁹. A cidade a montante, valendo-se do livre acesso ao rio – *de jure* ou de fato, provavelmente algo válido em épocas anteriores, quando o rio era abundante em relação aos esgotos lançados – ao não tratar os seus esgotos, ao não arcar com os custos de tratamento, “joga” os custos a terceiros, “externaliza” os custos que lhe caberiam, fazendo com que outros arquem com as consequências e seus custos associados de recuperação. Há, portanto, uma “externalidade negativa”²⁰. Mas, neste caso, qual é o valor implícito na transação? É o montante do dano causado ao município B (custos de dano externalizados)? É o montante dos gastos que teriam que ser feitos pelo município A para evitar o incômodo ao vizinho (custos de controle a internalizar)?

Para responder a esta pergunta surgiram, no corpo da Teoria Econômica convencional, dois marcos analíticos²¹: a Análise de Custo-Benefício (ACB) e a Análise de Custo-Efetividade (ACE). A Análise Custo-Benefício é uma criação norte-americana – mais precisamente, do Corpo de Engenheiros do Exército dos EUA – que data dos anos 30 do século XX, quando começaram a ser empreendidos, naquele país, grandes projetos públicos de geração de hidroeletricidade combinada com usos múltiplos de águas de rios²². O método proposto era o de verificar a “rentabilidade social” de um projeto de investimento planejado mediante a consideração não só dos custos e receitas privadas (como se faz nos estudos de rentabilidade de uma empresa privada), mas levando em conta também os custos sociais (externalidades

negativas) e benefícios sociais (externalidades positivas), no sentido de uma avaliação mais precisa do interesse do projeto para a sociedade. Mais tarde, o método foi sendo estendido a outras áreas, como, por exemplo, o planejamento de investimentos em estradas. Quando aplicado aos problemas específicos de poluição, por exemplo, a degradação de um rio por descargas poluidoras provenientes de vários agentes (indústrias, municipalidades etc.) de modo que vários usos possíveis do rio são encarecidos (tratamento de água para potabilização) ou mesmo eliminados (balneabilidade, pesca etc.), a ACB procura fazer a comparação entre os benefícios totais (anuais) de vários níveis possíveis de abatimento da poluição (10, 20, 30% etc.) com os respectivos custos totais (também anuais) de controle. Calculados esses valores – e operando no intervalo em que os benefícios são maiores do que os custos – busca-se a relação benefício-custo máxima, de tal modo a encontrar o nível “ótimo” de abatimento da poluição; assim, por exemplo, o estudo pode, para o caso em tela, chegar à conclusão de que um abatimento da carga poluidora na ordem de 45% é o mais conveniente – sob a ótica da ACB – para a comunidade envolvida. Essa, então, passa a ser a meta de longo prazo, estabelecendo-se metas parciais e instrumentos para a sua consecução. Esses instrumentos podem ser a velha *Command and Control Policy*, com seus padrões de emissão associados, mas, na busca de eficiência, estabelecendo-se meios de controle mais eficientes: cobrança pelo despejo de efluentes (Princípio Poluidor Pagador – PPP) ou Certificados Negociáveis de Poluição.

²³ A ACE, hoje uma abordagem bem estabelecida no campo da economia ambiental, nasce em meados do século XX, com o estudo pioneiro de K. W. Kapp: *Os custos sociais da empresa privada* (KAPP, K. W. *The social costs of private enterprise*. Cambridge, Mass.: Harvard University Press, 1950.) O livro de Kneese & Bower, referido no início deste artigo, desenvolve justamente uma teorização da gestão dos recursos hídricos no marco de referência da ACE. Marco de referência, aliás, que é característico de todos os trabalhos da Resources for the Future, da qual Kneese e Bowers são pesquisadores proeminentes. Ver também o manual de Tietenberg (TIETENBERG, T. *Environmental and Natural Resources Economics*. New York: Harper-Collins, 1992 (3rd ed.).

Já a ACE²³ opera praticamente com a curva de custos totais de controle, não se preocupando com a determinação do nível ótimo de abatimento da poluição. A preocupação recai sobre o nível de abatimento necessário e suficiente para se atingir o que foi acordado politicamente pela comunidade em termos de níveis de qualidade do rio necessários para que se possa utilizá-lo novamente em vários usos que ele já teve no passado e que hoje não mais existem. É claro que quanto mais exigentes, em termos de qualidade, forem os usos desejados, maior será o nível de abatimento que terá que ser atingido; assim, por exemplo, se a comunidade desejar voltar a tomar banho, pode ser que o nível de abatimento tenha que atingir 60% da carga poluidora, além (e mais caro) do nível “ótimo” postulado pelo estudo de ACB. Quanto aos instrumentos, a ACE é exigente: deve-se atingir as metas ao menor custo para a sociedade. Aqui, surgem os mesmos instrumentos antes mencionados: PPP ou Certificados.

²⁴ Uma espécie de “benchmarking” em termos de economia ambiental.

²⁵ Para uma análise mais ampla e profunda de todo este tema, ver CÂNEPA, E. M.: “Economia da poluição”. In: MAY, P. H. (Org.). *Economia do meio ambiente: teoria e prática*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010. Capítulo 4.

²⁶ COASE, R. The Problem of Social Cost. In: DORFMAN, R. & DORFMAN, N. S. (Org.). *Economics of the Environment*. New York: Norton, 1977. (2nd ed.).

Num balanço resumido dos dois modos de abordagem, podemos dizer o seguinte: em estudos acadêmicos e de referência, a ACB tem papel fundamental²⁴. Entretanto, na implementação concreta de política ambiental pelos governos dos países desenvolvidos, quer se trate das águas, quer do ar, a ACE prevalece. Assim, temos a política de combate à chuva ácida nos EUA, ou os sistemas de cobrança pelo uso de recursos hídricos nos países da Europa Ocidental.²⁵

A questão da propriedade

Na Teoria da Renda da Terra de Ricardo, a questão da apropriabilidade do recurso é essencial: ela é uma condição necessária (embora não suficiente) para a existência de renda. De fato, terra não apropriada – isto é, terra de livre acesso, “terra de todos” – não gera renda e acabará sendo sobreutilizada. É claro que, neste caso, a instituição da propriedade privada é o dispositivo adequado para a adequada utilização do recurso, já que a possibilidade de cobrança de uma renda, por parte do proprietário, assegura a alocação do recurso no uso que gere maior valor em termos de produtos finais. Além disso, assegura, a longo prazo, adequadas medidas de conservação por parte do proprietário.

Entretanto, como é que se coloca a questão no caso de recursos naturais como o ar e as águas? Historicamente, o ar e as águas têm sido, em termos econômicos, “bens livres”, isto é, recursos dotados de utilidade mas com disponibilidade ilimitada. Nesse caso, o livre acesso é absolutamente adequado. Mas o que fazer quando tais recursos se tornam escassos?

Estudo pioneiro, do economista R. H. Coase²⁶, mostra que a “solução” de um problema de externalidades como o da Cidade A x Cidade B, delineado anteriormente, passa por uma alocação de direitos de propriedade a uma das partes (qualquer uma das duas). Se isto for feito, a negociação entre ambas chegará a uma solução eficiente. Porém, a solução coasiana somente é operacional quando o número de partes envolvidas é pequeno, sendo mínimos, também, os custos de transação entre elas. Mas, como proceder quando temos, numa região metropolitana, por exemplo, a poluição do ar provocada pelos transportes, pela geração de energia termoelétrica a carvão, por uma fábrica de cimento etc., afetando uma população de dois milhões de habitantes? Neste caso, uma tentativa de solução coasiana levaria a custos de transação ilimitados, tornando antieconômica a solução.

Por outro lado, estudos conduzidos em paralelo por diversos autores, como Gordon Tullock²⁷ (Virginia State University, EUA) e John H. Dales²⁸ (University of Toronto, Canadá), entre outros, nas décadas de 60 e 70 do século XX, estabeleceram claramente a conveniência da assunção, pelo Estado, da propriedade dos recursos naturais/ambientais, buscando ao mesmo tempo a implementação de instrumentos econômicos eficientes para a consecução dos fins de proteção ambiental.

Evolução da Política Ambiental: um resumo

Quando conflitos como o da Cidade A x Cidade B surgiram nos países hoje desenvolvidos, por volta do fim do século XIX e começo do século XX, a questão era resolvida em tribunais: a cidade B entra em juízo contra a cidade A pleiteando uma indenização, fundamentando sua reivindicação, provavelmente, em dispositivo do Código Civil relativo aos chamados “efeitos de vizinhança”. Devido ao grande custo e ineficiência deste sistema, ele acabou sendo substituído pela chamada Política de Comando e Controle (*Command and Control Policy*). Por meio desse instrumento, o Estado, com base no Direito Administrativo, aplica os “padrões de emissão” de modo a forçar os agentes poluidores a internalizarem custos de controle, impedindo/diminuindo assim a geração de externalidades. Este sistema também apresentou sérias deficiências e está sendo complementado por dispositivos modernos que enfatizam os padrões de qualidade dos corpos receptores e a utilização de instrumentos econômicos de indução, sob o comando do Estado.²⁹

Tratando o assunto de forma estilizada, poderíamos resumir a tendência atual da política ambiental, no que tange ao ar e às águas, da seguinte maneira:

- O Estado, seja pela Constituição, seja por meio de leis ordinárias, assume efetivamente o domínio, a propriedade dos bens ambientais (tais como o ar e as águas), aos quais é praticamente impossível alocar direitos de propriedade privada.
- A sociedade, de forma mais ou menos descentralizada, fixa objetivos (padrões) de qualidade para os diversos corpos receptores, a serem atingidos a longo prazo, e que corporificam usos desejados desses corpos, exigindo sua melhoria ou, ao menos, a manutenção da qualidade atual³⁰. Através dos chamados *modelos de dispersão*, é possível, então, determinar as quan-

²⁷ Para uma síntese da posição de G. Tullock, ver MACKENZIE, R. B. & TULLOCK, G. *Modern Political Economy*. New York: McGraw Hill, 1978. Neste livro, inclusive, é descrito um interessantíssimo estudo antropológico, conduzido no Canadá, sobre a passagem dos direitos comuns (livre acesso) a formas de propriedade compatíveis com a escassez de recursos naturais.

²⁸ O texto seminal de Dales é o pequeno livro DALES, J. H. *Pollution, Property and Prices*. Toronto: University of Toronto Press, 1968, em que é delineado um sistema de controle de poluição custo-efetivo, sob o comando do Estado e, ao mesmo tempo, usando instrumentos de mercado. O sistema norte-americano de controle da chuva ácida tem por base, precisamente, as idéias lançadas por Dales. O MDL, estabelecido pelo Protocolo de Kyoto, idem. Dois textos importantes de Dales (“The Property Interface”; “Land, Water and Ownership”) estão na coletânea DORFMAN, R. & DORFMAN, N. S. (Org.). *Economics of the environment*. New York: Norton, 1977 (2nd ed.).

²⁹ Para uma visão um pouco mais detalhada desta evolução em matéria de Política Ambiental, consultar LUSTOSA, M. C. J. *et al.* *Política Ambiental*. In: MAY, P. (Org.). *Op. cit.* Capítulo 7.

³⁰ Padrão de qualidade de um corpo receptor indica a concentração máxima que um poluente pode atingir nesse corpo, sendo ela especificada em função de um período médio de tempo (por exemplo, média aritmética anual não superior a 80 microgramas/m³ de dióxido de enxofre na calota de ar de uma região metropolitana).

tidades dos diversos poluentes que devem ser abatidas para se alcançar os respectivos padrões estabelecidos. Como a quantidade de cada poluente a ser abatida, em geral, implica meta bastante ambiciosa, estabelecem-se metas parciais (por exemplo, a serem atingidas a cada cinco ou dez anos) e crescentes de abatimento que possibilitem a consecução progressiva dos objetivos colimados.

- O Estado, tendo em vista as metas estabelecidas, passa a exercer a outorga de uso dos mencionados bens ambientais no sentido de racionar e racionalizar sua utilização.
- O Estado, na maioria dos casos, e em complementação ao item anterior,³¹ passa a usar instrumentos econômicos de indução dos agentes ao uso mais moderado dos recursos ambientais. Os dois instrumentos mais difundidos são: O Princípio Usuário Pagador e os Certificados Negociáveis de Poluição (e que, mais corretamente, deveriam se chamar Certificados Negociáveis de Emissão).

Observação: Os dois “passos” anteriores podem ser exercidos pelo Estado, quer de forma centralizada, através de organismos da administração direta, quer de forma descentralizada e participativa, através dos chamados Comitês de Bacia.

- O Estado tem o dever de monitorar permanentemente a qualidade dos corpos receptores, bem como controlar as emissões dos agentes poluidores, a fim de verificar (ou não) o alcance progressivo dos padrões de qualidade estabelecidos, promovendo a correção de rumos, quando necessário, e mantendo os cidadãos informados sobre o andamento da política (Relatórios Periódicos sobre o Estado do Meio Ambiente).

Perspectivas

À luz do marco de referência histórico e teórico aqui esboçado, podemos proceder à análise da experiência brasileira (em geral) e da experiência gaúcha (em particular), a fim de verificar a solidez conceitual e institucional que está sendo imprimida à gestão dos recursos hídricos no país (ainda que se reconheça uma certa morosidade em sua implementação, em especial no Rio Grande do Sul). Além disso, levaremos em conta certos eventos recentes que permitem melhor avaliar as perspectivas do sistema em marcha no Rio Grande do Sul.

³¹ E, em complementação, também, à Política de Comando e Controle que, para casos específicos, não pode ser posta de lado.

Em primeiro lugar, temos que destacar os artigos 20, III e 26, I da Constituição Federal de 1988:

Constituição Federal

Capítulo II DA UNIÃO

Art. 20. São bens da União:

I -

III – os lagos, rios e quaisquer correntes de água em terrenos de seu domínio, ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países, ou se estendam a território estrangeiro ou dele provenham, bem como os terrenos marginais e as praias fluviais;

Capítulo III DOS ESTADOS FEDERADOS

Art. 26. Incluem-se entre os bens dos Estados:

I – as águas superficiais e subterrâneas, fluentes, emergentes e em depósito, ressalvadas, neste caso, na forma da lei, as decorrentes de obras da União;

Esses dois artigos constitucionais estabelecem, pois, o domínio estatal das águas no país. A partir de 1988, portanto, não existem mais águas privadas ou municipais. O Brasil alinha-se definitivamente à tendência mundial de publicização das águas, anteriormente apontada.

Em segundo lugar, temos a destacar o art. 171 da Constituição Estadual do Rio Grande do Sul (1989):

Constituição Estadual do Rio Grande do Sul

Art. 171 - Fica instituído o sistema estadual de recursos hídricos, integrado ao sistema nacional de gerenciamento desses recursos, adotando as bacias hidrográficas como unidades básicas de planejamento e gestão, observados os aspectos de uso e ocupação do solo, com vista a promover:

I - a melhoria de qualidade dos recursos hídricos do Estado;

II - o regular abastecimento de água às populações urbanas e rurais, às indústrias e aos estabelecimentos agrícolas.

Parágrafo 1º - O sistema de que trata este artigo compreende critérios de outorga de uso, o respectivo acompanhamento, fiscalização e tarifação, de modo a proteger e controlar as águas superficiais e subterrâneas, fluentes,

emergentes e em depósito, assim como racionalizar e compatibilizar os usos, inclusive quanto à construção de reservatórios, barragens e usinas hidrelétricas.

Parágrafo 2º - No aproveitamento das águas superficiais e subterrâneas será considerado de absoluta prioridade o abastecimento das populações.

Parágrafo 3º - Os recursos arrecadados pela utilização da água deverão ser destinados a obras e à gestão dos recursos hídricos na própria bacia, garantindo sua conservação e a dos recursos ambientais, com prioridade para as ações preventivas.

Esse dispositivo corporifica quatro grandes princípios para a gestão das águas estaduais:

1º) Gestão das águas através de um Sistema Estadual de Recursos Hídricos – e não através de um órgão específico e centralizado – reconhecendo-se, assim, a complexidade técnica, política e institucional da questão.

2º) Adoção da bacia hidrográfica como unidade básica de planejamento e intervenção; aqui, vai-se ao encontro de princípio bem estabelecido na doutrina internacional de gestão de recursos hídricos.

3º) Estabelecimento da outorga e tarifação dos recursos hídricos – cobrança pela retirada e pelo despejo de efluentes – estabelecendo-se em nível constitucional, para as águas de domínio estadual, o Princípio Usuário Pagador (PUP), um moderno instrumento econômico utilizado amplamente em países do mundo desenvolvido – especialmente nos países da União Européia.

4º) Reversão, para a respectiva bacia de arrecadação, da receita acima, devendo os recursos financeiros ser aplicados na própria gestão das águas da bacia; este dispositivo torna a aplicação do PUP uma operação “casada”: o produto de sua arrecadação fica na bacia para a sua gestão, isto é, serve para financiar o planejamento e a execução das intervenções, sejam estruturais ou não.

Como pode ser imediatamente percebido, este estabelecimento, já no nível constitucional, de um sistema que tem como base a bacia hidrográfica, com cobrança e com reversão da cobrança para a própria bacia, possibilita a formulação de um esquema institucional de gestão nos moldes do sistema francês anteriormente descrito. E, justamente, isto foi feito através da Lei 10.350/94. Esta lei, cujo detalhamento não cabe aqui³², mediante a articulação – ao nível do Comitê de Bacia, com o apoio técnico e operacional da

³² Para uma visão detalhada, inclusive com comparações com a legislação francesa, ver CÂNEPA, E. M. & GRASSI, L. A. T. A Lei das Águas no Rio Grande do Sul no caminho do Desenvolvimento Sustentável?”. *Ciência & Ambiente*, vol. 21, p. 135-152, jul/dez 2000.

respectiva Agência de Região Hidrográfica – de instrumentos de planejamento e intervenção – enquadramento, plano de bacia, outorga, aplicação do PUP etc. – possibilita a implementação de uma política de gestão de recursos hídricos tal como aquela esquematizada no final da seção anterior.

Presentemente, quando os Comitês de Bacia do Rio Grande do Sul passam por um momento de definição, em que, após tantos anos de trabalho, começam a ter seus planos de bacia estruturados, ao menos, no nível de sugestão de enquadramento, bem como passam a discutir o tema da cobrança, é relevante afirmar com grande segurança que o aparato legal/institucional de que fazem parte se encaixa perfeitamente num marco histórico e teórico consagrado.

Além do exposto, há um conjunto de eventos e circunstâncias que favorecem a luta dos comitês gaúchos em prol da implantação definitiva do SERH-RS.

Primeiramente, cabe assinalar o Contrato firmado entre o Departamento de Recursos Hídricos da Secretaria Estadual do Meio Ambiente (DRH/SEMA) e a Fundação Estadual de Planejamento Metropolitano e Regional (METROPLAN) no sentido de que esta exerça, temporária e experimentalmente, o papel de Agência de Região Hidrográfica na bacia dos formadores do Lago Guaíba (9 comitês). O êxito do projeto poderá habilitar a Metroplan a desempenhar tal função permanentemente, inclusive ampliando sua esfera de atuação às duas outras Regiões Hidrográficas do Rio Grande do Sul.

A seguir, cabe destacar que a discussão por parte dos comitês a respeito da cobrança acha-se muito facilitada pela experiência já acumulada por Comitês de Bacia de Rios Federais (Paraíba do Sul, Piracicaba-Capivari-Jundiá, São Francisco etc.), com a decisiva colaboração da Agência Nacional de Águas (ANA). E mais: dispõem hoje os comitês gaúchos de uma obra de qualidade ímpar, na medida em que procede a uma análise comparativa, extremamente cuidadosa,³³ dos modelos de cobrança propostos e em execução no Brasil. Trata-se do livro, recentemente publicado, de autoria do Dr. Philipp Hartmann, um jovem economista alemão que fez seu doutorado (na Alemanha) justamente sobre esse tema.³⁴

Adicionalmente, teve o estado do Rio Grande do Sul o privilégio de assistir a um debate de dois dias entre o Dr. Philipp Hartmann e alguns dos autores dos modelos que ele analisa em seu livro/tese. Esse evento, patrocinado pelo Instituto Goethe-RS e pela Associação dos Ex-Bolsistas da

³³ Tomando como padrão de comparação – *benchmarking*, digamos assim – a Teoria Econômica Neoclássica, mas dosando sua análise, no terreno prático, com pitadas de Economia Institucional e Teoria da *Public Choice*.

³⁴ HARTMANN, P. *A cobrança pelo uso da água como instrumento de política ambiental: estudo comparativo e avaliação econômica dos modelos de cobrança pelo uso da água bruta propostos e implementados no Brasil*. Porto Alegre: AEBA, 2010.

Alemanha-RS, foi realizado em Porto Alegre, nos dias 18 e 19 de abril de 2011. A destacar, ainda, que desse encontro participou também, ao final, o engenheiro francês Patrick Laigneau, graduado em Engenharia de Recursos Hídricos, ex-funcionário da Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, hoje residindo no Brasil, e que trouxe o importante aporte das transformações que o sistema francês vem experimentando. Visto que o evento foi totalmente gravado em vídeo, espera-se que esse inestimável documento possa servir para uma ampliação da discussão em todo o estado.

Para finalizar, expressamos nossa firme convicção de que, diante de sua sólida fundamentação histórica e teórica, bem como dos eventos e circunstâncias recentes, têm os Comitês de Bacia integrantes do SERH-RS uma excelente oportunidade de adquirir a devida visibilidade, quer perante a sociedade, quer perante as autoridades governamentais, responsáveis, em última análise, pelo cumprimento do artigo 171 da Constituição estadual e sua lei regulamentadora, fazendo deslanchar definitivamente uma gestão descentralizada e participativa de nossas águas.

Versão ampliada de palestra sobre o tema Fundamentos da Cobrança pelo Uso da Água, proferida no Seminário das Águas, promovido pelo Comitê Apuaê-Inhandava e organizado pela Elo Verde (em Erechim-RS, no dia 22 de março de 2011).

Eugenio Miguel Cánepa é economista e consultor na área de Economia Ambiental.
eugeniomca@yahoo.com.br

VAZÕES ECOLÓGICAS E REMANESCENTES EM RIOS ALTERADOS POR BARRAGENS METODOLOGIA PROPOSTA PARA A PRESCRIÇÃO

Geraldo Lopes da Silveira
Rafael Cabral Cruz
Jussara Cabral Cruz
Fabio Silveira Villela

O barramento de rios e, de modo geral, o uso consuntivo da água, alteram o regime natural de escoamento dos cursos de água, em muitos casos com a diminuição da vazão a jusante das seções de aproveitamento. Por outro lado, a manutenção dos pulsos naturais de escoamento com seus períodos de cheias e secas é condição importante para a sustentabilidade dos ecossistemas. Com base nessas premissas, formata-se um método para a prescrição de regime de vazões ecológicas a jusante de reservatórios em diferentes etapas, adaptado ao caso de barragens de usinas hidrelétricas. O método proposto discrimina as etapas hidrológica, ecológica, sanitária e hidroenergética. No que diz respeito ao trecho de vazão alterada ou reduzida, a etapa hidrológica concentra-se no balanço hídrico; a ecológica, na identificação dos pulsos e seus significados frente ao ecossistema; a sanitária, na manutenção do padrão de enquadramento do rio e outros usos; e a hidroenergética, na viabilidade da usina.

Introdução

A implantação de um reservatório, ou barramento, produz alteração do regime hidrológico natural do rio, por meio: (a) da regularização das vazões, ou (b) pelo desvio de faixa de vazões naturais afluentes ao barramento para as turbinas. Em ambos os casos, verifica-se o surgimento dos trechos de vazão alterada do rio, os TVAs.

Da mesma forma, é reconhecida a importância da manutenção do regime hidrológico para a qualidade ambiental de um rio e dos ecossistemas associados, incluindo a magnitude das vazões mínimas, a magnitude das vazões máximas, o tempo de duração das estiagens, o tempo de ocorrência das cheias, a frequência das cheias, a época de ocorrência dos eventos de cheias e estiagens, entre outros.¹

No Brasil, a prática tradicionalmente utilizada para a prescrição de um regime de vazões em um TVA consiste no estabelecimento de vazão mínima, a ser mantida a jusante de um barramento. Essa estratégia metodológica fundamenta-se na definição de uma vazão mínima de referência, calculada com base em alguma estatística da série histórica, sem analisar, no entanto, se a mesma pode realmente acarretar algum prejuízo para o ecossistema, uma vez que reduz a variabilidade natural da vazão. Na tentativa de contornar tais problemas, novas abordagens vêm sendo desenvolvidas, de maneira a contemplar não só o valor mínimo da vazão residual a ser mantida no rio, como também valores máximos, época da ocorrência dos pulsos de cheias e secas, bem como suas durações. A esse novo enfoque deu-se o nome de hidrograma ecológico.²

Aperfeiçoando e adaptando o hidrograma ecológico à realidade do licenciamento de usinas hidrelétricas (UHEs) no Rio Grande do Sul, a Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM) e a ELETROSUL firmaram parcerias no âmbito da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), para aplicar tais preceitos à realidade prática.

Após estudos iniciais consolidados, foi definida uma prescrição de regime de vazões remanescentes aos TVAs, tendo como estudo de caso a UHE São João, no rio Ijuí. Parte-se do princípio de que, uma vez autorizada a implantação de uma usina hidrelétrica, o impacto ocorre e a questão se concentra em avaliar qual a vazão remanescente conduz a um impacto menor, com maior adequação ambiental e mediante uma discussão socioambiental. Essa prescrição pode pressupor vazões mínimas menos conservadoras que o

¹ POFF, L. N.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B. D.; SPARKS, R. E. & STROMBERG, J. C. The Natural Flow Regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, 47(11):769-784, 1997.

BUNN, S. E. & ARTHINGTON, A. H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management*, 30(4): 492-507, 2002.

POSTEL, S. & RICHTER, B. *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*. Washington, D. C.: Island Press, 2003. 253 p.

NAIMAN, R. J.; BUNN, S.; NILSSON, C.; PETTS, G. E.; PINAY, G. & THOMPSON, L. C. Legitimizing fluvial ecosystems as users of water: an overview. *Environmental Management*, 30(4): 455-467, 2002.

² POSTEL, S. & RICHTER, B. *Op. cit.*

COLLISCHONN, W.; AGRA, S. G.; FREITAS, G. K.; PRIANTE, G.; TASSI, R. & SOUZA, C. F. Em busca do Hidrograma Ecológico. In: XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, João Pessoa, Nov. 2005, *Anais*. CD-ROM.

usual, proporcionando maior geração de energia, mas com a manutenção de pulsos de vazão de interesse ecológico e vazões de base que garantam os outros usos nos trechos de vazão reduzida/alterada.

Busca-se, portanto, apresentar aqui a metodologia desenvolvida para definição da prescrição de vazões e a proposição de associá-las a uma prática de manejo adaptativo.

Vazões remanescentes: situações tipo

Após a implantação da barragem, o sistema fluvial que outrora era um rio contínuo, agora está compartimentado em (1) *trecho de montante*; (2) *Reservatório*; (3) *Alça ou Trecho de Vazão Reduzida ou Alterada*; e (4) *trecho de jusante*. Todos esses trechos, após a obra, têm sua dinâmica hídrica alterada, provocando impactos diversos que devem necessariamente ser minimizados frente às necessidades de viabilização socioambiental do empreendimento, além da viabilidade econômica.

Por interferência direta da barragem, podem surgir trechos de rio com regime de vazões alterado em relação à vazão natural e a barreiras significativas para a piracema. O esquema apresentado na figura 1 ilustra a repercussão do impacto das regras operacionais de um aproveitamento hidrelétrico no fluxo de um rio.

A alteração do regime de vazões pode decorrer do efeito da operação de reservatórios de regularização, que acumulam volumes de águas de períodos chuvosos para o período de estiagens. Pode-se ter regularização interanual e intra-anual.

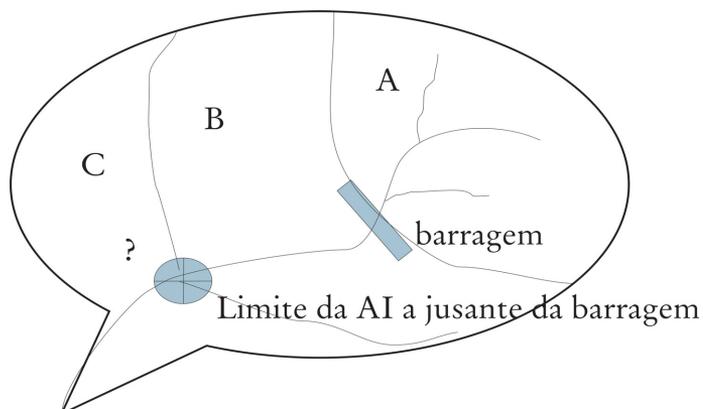


Figura 1: Área de influência (AI) a jusante de barragem

O reservatório em si afeta e é afetado diretamente pelas decisões de manejo, ou seja, pela operação do reservatório. As decisões de manejo devem ser tomadas antes da construção do reservatório, pois as características construtivas, incluindo o dimensionamento das turbinas e de sua faixa operacional de vazões, acabam determinando a maior parte dos impactos sobre o regime hidrológico do trecho de rio impactado.

Também pode ocorrer trecho de vazão reduzida em segmento de rio situado entre o eixo da barragem e as estruturas de descarregamento das vazões turbinadas. Este trecho de rio, a Alça de Vazão Reduzida, pode ocorrer em desenhos de aproveitamento de quedas de rios de planalto, que apresentam alças formadas pelo encaixe da drenagem nos lineamentos (fraturas, falhas) ocorrentes no embasamento geológico. No caso das áreas de planalto situadas sobre a Formação Serra Geral, existe uma abundância de alças com este formato, configurando um padrão de rios que apresenta falsos meandros e grandes declividades, permitindo o aproveitamento da queda por aduções em túneis através do “pescoço” da alça. Nestes casos, a Alça de Vazão Reduzida (AVR) pode estender-se sobre vários quilômetros, causando uma forte fragmentação do rio, mediante alteração do seu regime de pulsos e da disponibilidade de habitats para a fauna e a flora nativas.

Um exemplo da conformação do serpenteamento do rio pode ser observado na figura 2, em área próxima à região de Ijuí, Rio Grande do Sul.

Considerando os parâmetros de existência (ou não) no aproveitamento de: (a) alça de vazão reduzida; (b) volume para regularização; e (c) barreiras naturais para a piracema, configuram-se as seguintes situações-tipo referentes a impactos (quadro 1). Para as situações de I a IV – aproveitamento com alça de vazão reduzida – estabelecem-se parâmetros para valoração maior ou menor de impactos relacionados, por exemplo, à área incremental de bacia na alça de vazão reduzida, ao comprimento da alça e seus parâmetros relacionados ao índice de motorização do aproveitamento hidrelétrico. A priori, a motorização da usina é um fator diretamente relacionado aos impactos na alça de vazão reduzida. Motorização é sinônimo de potência instalada, e quanto maior a potência, maior é a vazão a ser engolida pela turbina. Por consequência, a vazão deixa de escoar na AVR, alterando suas condições naturais de escoamento. Este impacto deve ser contextualizado junto à bacia hidrográfica.



Figura 2: Serpenteamento do Rio Ijuí, na região de Ijuí, Rio Grande do Sul. Fonte: Google Earth

Para avaliar o impacto em trechos de vazão reduzida decorrentes do esquema operacional, deve-se realizar o balanço hídrico na usina, considerando-se as situações-tipo do quadro 1.

Quadro 1: Enquadramentos para valoração de impactos

Situação Tipo	AVR	Regularização	Barreira Natural
I	sim	sim	sim
II	sim	sim	não
III	sim	não	sim
IV	sim	não	não
V	não	sim	sim
VI	não	sim	não
VII	não	não	sim
VIII	não	não	não

Manejo adaptativo

Uma das limitações comuns à maioria dos processos de licenciamento de obras em cursos de água é a quase inexistência, na maior parte dos rios brasileiros, de uma coleta sistemática e longa de dados que permita a construção de modelos quali-quantitativos adequados para que se possam tomar decisões com uma carga relativamente pequena de incertezas. Muitas vezes, algumas variáveis possuem

boa quantidade de dados, no entanto, outros são inexistentes. De modo geral, os estudos de impacto ambiental têm sido indutores do início do estudo de inúmeros ecossistemas lóticos brasileiros, sendo inúmeras espécies descobertas nos inventários efetuados para estes estudos, bem como a atualização de áreas de distribuição de espécies de interesse particular.

Uma forma de atuar nessa realidade de carência de dados é definir um marco zero como referência de comparação para a análise de impactos. Dificilmente são encontrados ecossistemas em condições de integridade ecológica similar àquela que seria observada nestes ecossistemas em períodos anteriores à ocupação européia (supõe-se que o manejo das comunidades indígenas era adaptado aos ecossistemas), que seria representativa de uma situação de não-impacto. Encontram-se, entretanto, ecossistemas com graus variados de alteração antrópica, relacionados com diversos tipos de uso dos recursos naturais e com graus diferenciados de degradação da sua integridade. Como não se conhece como eram tais ecossistemas em condições de alta naturalidade, parte-se do pressuposto de que um dado empreendimento não deve reduzir a integridade de um determinado ecossistema mais do que ele já está degradado. Portanto, o projeto deve definir o critério do impacto zero como linha mestra (referência) para avaliação das estratégias para o empreendimento.

No entanto, mesmo em rios degradados, a legislação de recursos hídricos estabelece, entre os instrumentos de gestão, o enquadramento das águas como meta futura de qualidade que deve orientar os empreendimentos e o uso em geral dos recursos naturais dentro da bacia hidrográfica. As metodologias devem buscar um ajuste entre a meta de não somar degradação por ocasião de sua instalação, bem como contribuir para que as metas de qualidade previstas no enquadramento do curso de água sejam alcançadas dentro do horizonte de planejamento expresso no Plano de Bacia.

A utilização da abordagem tipo marco-zero em gestão de recursos hídricos foi proposta por Cruz³. A autora demonstra a utilidade deste tipo de abordagem para gestão de recursos hídricos no contexto de carência de dados.

Os conceitos atuais sobre “saúde ambiental dos rios” têm, de acordo com Gordon *et al.*⁴, um caráter científico normativo com valores pessoais associados; não constituem, portanto, uma contribuição imparcial para assessorar os tomadores de decisão. De acordo com os mesmos autores,

³ CRUZ, J. C. *Disponibilidade Hídrica para Outorga: Avaliação de Aspectos Técnicos e Conceituais*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 189 p. (Tese. Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental). 2001.

⁴ GORDON, N. D.; McMAHON, T. A.; FINLAYSON, B. L.; GIPPEL, C. J. & NATHAN, R. J. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. 2. ed. Chichester: John Wiley & Sons, 2004. 429 p.

⁷ BROWN, C. S. & KING, J. M. Environmental flows: concepts and methods. In: DAVIS, R. & HIRJI, R. (Eds.). *Water Resources and Environment*. Technical Note, Ci. Washington, DC: The World Bank, 2003.

De acordo com Brown & King⁷, os diversos métodos de avaliação de vazões ambientais podem ser classificados em dois grandes grupos: os prescritivos e os interativos. Os primeiros normalmente requerem uma quantidade menor de dados e de tempo para a execução dos estudos, mas possuem menor confiança nos seus resultados. Os métodos interativos resultam em processos que devem ser conduzidos em maior tempo, com necessidade maior de dados e que apresentem maior confiança relativa nos resultados. O quadro 2 mostra uma análise comparativa de alguns métodos prescritivos e interativos.

Quadro 2: Necessidade de dados e tempo de alguns métodos de avaliação de vazões ambientais. Fonte: BROWN & KING⁸

Resultado do método	Método	Necessidades de tempo e dados	Duração aproximada da avaliação	Confiança relativa no resultado
Prescritivo	Método de Tennant	Moderada a baixa	Duas semanas	baixa
	Método do perímetro molhado	Moderada	2-4 meses	baixa
	Reunião de especialistas	Moderada a baixa	1-2 meses	média
	Método holístico	Moderada a alta	6-18 meses	média
Interativo	IFIM	Muito alta	2-5 anos	alta
	DRIFT	Alta a muito alta	1-3 anos	alta

⁸ BROWN, C. S. & KING, J. M. *Op. cit.*

Observa-se que, no contexto de um processo de tomada de decisões com prazos curtos, como normalmente ocorre em casos de licenciamento ambiental, a escala de tempo necessária para que se alcancem níveis altos de aceitabilidade social, associados ao alto grau de confiança nos resultados, é incompatível com os prazos médios necessários para métodos interativos. No entanto, se o processo de licenciamento é visto como parte de um processo de gestão do meio ambiente, com possibilidade de ajustes subsequentes, no sentido de uma abordagem de manejo adaptativo, é possível que se utilizem métodos prescritivos em um primeiro momento, como os métodos de reunião de especialistas e holístico, por exemplo. Deles podem resultar um grau mediano de confiança nos resultados, seguido de amplo processo de monitoramento, com vistas à constituição de base de dados para que se possam aplicar metodologias interativas, incorporando a geração de cenários alternativos e testando hipóteses.

Em princípio, o objetivo não é definir normas técnicas para execução dos estudos, nem o desenvolvimento de investigações que resultem em novas tecnologias de aplicação, mas, sim, estabelecer as condições de contorno que determinarão o ambiente do projeto destinado ao assessoramento à tomada de decisões no órgão licenciador. Ou seja, definir critérios que devam ser respeitados pelos executores dos estudos e/ou projetos, reservando a liberdade de escolha, entre as muitas técnicas disponíveis, aos responsáveis pela execução dos estudos e/ou projetos. De outro modo, caso o estudo resultasse em normas para a execução dos projetos destinados a subsidiar o processo de licenciamento de barragens, logo poderia a norma ser desbancada pela realidade, dado o avanço das técnicas e do conhecimento sobre ecossistemas lóticos. Haveria pouca capacidade de adaptação às novas condições do sistema de licenciamento. Esta é a vantagem do manejo adaptativo, ou seja, a garantia de adaptabilidade ao sistema.

O enfoque então deve ser centrado nos efeitos e não nas técnicas. Ao estabelecer as condições de contorno, define-se, com base no que existe de avançado em termos de conhecimento científico, o conjunto de restrições que devem ser respeitadas nos projetos, de tal forma que os executores encontrem as melhores alternativas tecnológicas para assegurar os resultados econômicos e, ao mesmo tempo, atender as demandas da sustentabilidade social e ambiental.

Esse tipo de abordagem, aplicada ao regime quali-quantitativo de vazões em uma barragem, por exemplo, envolve estabelecer como condição de marco zero a identificação do regime de vazões afluentes à barragem. Tal regime servirá como padrão para o critério do impacto zero, devendo o projeto da barragem manter condições o mais próximas possíveis da vazão efluente da barragem. O que deverá ser feito pelos projetistas para alcançar esta meta depende de outras variáveis do ambiente de projeto, tais como tempo, recursos financeiros, disponibilidade de materiais, tecnologias e de conhecimentos específicos sobre o local escolhido para a obra, que escapam ao universo do processo de licenciamento ambiental.

O regime quali-quantitativo de um rio deve cumprir inúmeras funções. Algumas são regulamentadas na forma da legislação ambiental, como os padrões de qualidade das águas, enquanto outras são definidas na legislação de forma muito difusa, imprecisa, como a conservação dos ecossistemas. Neste caso, os estudos devem ser conduzidos de acordo com os avanços da ciência, buscando-se modelos teóri-

cos de rios que sustentem hipóteses sobre as restrições a serem prescritas. No contexto de um manejo adaptativo, essas hipóteses devem ser testadas pelo processo de monitoramento, o qual deve ser estabelecido de tal forma que permita o teste. Procurando atender o que está na legislação, bem como os avanços na ecologia de rios, propõe-se que o regime quali-quantitativo de vazões deverá atender quatro blocos de vazões: (a) vazões referentes à manutenção da qualidade da água – balanço de cargas em relação às vazões afluentes e efluentes; (b) prescrições específicas referentes a usos de irrigação, captação de água potável, recreação de contato, navegação etc. (necessariamente os conflitos devem ser solucionados no Comitê de Bacia); (c) garantia de pulsos de vazões mínimas, médias e máximas, considerando-se a variabilidade intra e interanual, em base mensal, a partir de séries diárias (deve-se verificar se a comunidade está disposta a compensar ou conservar determinado ecossistema – opção não válida para casos extremos em que se impõe a tutoria do meio ambiente e dos interesses das gerações futuras pelo órgão ambiental); (d) garantia do regime de variação intra e interanual das descargas sedimentares, voltada para a manutenção da morfologia do canal no trecho a jusante da represa.

Método adaptado à alça de vazão reduzida

O quadro 3 sintetiza um macro fluxograma das etapas que constroem a abordagem metodológica proposta para a prescrição de regime de vazões remanescentes em trechos de vazão reduzida oriundas da implantação de usinas hidrelétricas. O conjunto das fases pode ser desenvolvido sequencialmente conforme o fluxo do quadro a seguir.

Quadro 3: Macro-fluxo para prescrição de regime de vazões remanescentes

Fase	Atividade	Metodologia
1	Leitura da série de vazões afluentes ao aproveitamento	Avaliação hidrológica
2	Determinação da franja de tensão	Avaliação ecológica
3	Determinação da vazão basal	Estimativa de vazão para manter a qualidade da água e para manter os outros usos nos trechos de vazão reduzida
4	Prescrição do Regime de Vazões Remanescentes a ser atendido	Sobreposição da franja de tensão com a vazão basal
5	Validação das regras operativas da Usina por meio de simulação hidroenergética	Avaliação das vazões a jusante do aproveitamento nos trechos de vazão reduzida por meio de balanço hídrico

A Fase 1 – *Avaliação Hidrológica* – envolve a obtenção da série histórica de vazões afluentes à seção do empreendimento. Eventualmente existe uma estação fluviométrica próxima da seção. Neste caso, os estudos hidrológicos devem ser desenvolvidos para analisar a consistência dos dados, alongar a série com base em observações de prazo mais longo, se for o caso, e preencher falhas. A série histórica deve ser também convertida para séries de cotas através da curva-chave que será utilizada para extração dos parâmetros necessários à obtenção das séries sintéticas, geradas através da metodologia SOSN⁹. Estas, por sua vez, serão utilizadas para a decomposição da série temporal de vazões em seus componentes previsíveis e aleatórios através do software FFTSINT¹⁰.

A Fase 2 – *Avaliação Ecológica* – envolve a obtenção de descritores hidroecológicos das séries de vazões resultantes de diferentes cenários de prescrição do regime de vazões remanescentes através dos softwares IHA¹¹ e PULSO¹²; envolve também a análise da distribuição de formas de vida e de caracteres funcionais da vegetação ao longo da seção topográfica do rio. Tais análises produzem três matrizes de descritores, cuja congruência, com base no software SYNCOSA¹³, é utilizada para avaliação da recomendação mais ajustada à distribuição da vegetação. Uma vez selecionada a recomendação, avalia-se o intervalo de variações em cotas correspondentes às vazões máximas e mínimas, definindo o intervalo de cotas que deve ser minimamente preservado no trecho: a franja de tensão.

A Fase 3 – *Determinação de Vazão Basal* – avalia cenários e limites inferiores de vazões de base (mínimas) que devem ser escoadas no trecho de vazão reduzida ou alterada a jusante do barramento em cada período do ano – mês a mês. Tem por objetivo manter a integridade sanitária do rio, seu padrão de enquadramento atual, e os outros usos ali existentes.

A Fase 4 – *Prescrição de Cenários de Regimes de Vazão Alterada ou Reduzida* – considera diferentes possibilidades de vazão basal (Fase 3) sobre as quais poderia ser mantida a flutuação de níveis com interesse ecológico (Fase 2).

A Fase 5 – *Validação da Regras Operativas* – simula a operação da usina obedecendo aos diferentes cenários (Fase 4) do regime de prescrição de vazões ecológicas e remanescentes ao barramento, avaliando o montante de vazões turbinadas. Com isto, traz subsídios à discussão socioambiental e à tomada de decisão pelos gestores para a definição do cenário de prescrição que deve ser adotado para o início de operação da usina. Mostra os cenários que mantêm a viabilidade da usina, e aqueles que a tornam inviável.

⁹ MINE, M. R. M. Geração de Vazões Médias Diárias pelo SOSN. *Revista Brasileira de Engenharia*, 8(1):51-64, 1990.

¹⁰ CRUZ, R. C. *Prescrição de Vazão Ecológica... Op. cit.*

¹¹ RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; POWELL, J. & BRAUN, D. P. A Method for Assessing Hydrologic Alteration Within Ecosystems. *Conservation Biology*, 10(4):1.163-1.174, 1996.

¹² NEIFF, J. J. & NEIFF, M. *Pulso. Software para Analisar Fenômenos Recorrentes*. Disponível em <http://www.neiff.com>, 2003.

¹³ PILLAR, V. D. & SOSINSKI Jr., E. E. An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. *Journal of Vegetation Science*, 14:323-332, 2003. PILLAR, V. P. *SYNCOSA for Macintosh and Windows - Version 2.2*. Porto Alegre: Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004. 1 disquete.

O cenário definido deve garantir a integridade do sistema através do manejo adaptativo e do monitoramento em tempo real. Além disso, deve-se desenvolver o acompanhamento da situação do sistema, buscando sempre corrigir com agilidade qualquer desequilíbrio na qualidade da água, visando, desta forma, estabelecer o gatilho sanitário como estratégia de controle.

A abordagem proposta, como não poderia deixar de ser, parte do princípio de que a implantação de um empreendimento, como uma usina hidrelétrica, acarreta danos ao ambiente, por um lado, e, por outro, responde a uma necessidade social relativa à geração de energia. A figura 4 ilustra a lógica da abordagem pretendida, considerando a necessidade de manter os pulsos de importância ecológica e a necessidade de um fluxo basal que mantenha os outros usos e a qualidade da água no padrão de enquadramento do rio. Do fluxo basal natural deve ser subtraída a faixa de vazões necessária à geração e à consequente viabilização do empreendimento.

CONDICIONANTES

- ICTIOFAUNA
- ECOSISTEMAS RIBEIRINHOS
- QUALIDADE DA ÁGUA
- OUTROS USOS

PARÂMETROS DO MODELO DE MANEJO ADAPTATIVO

FRANJA DE TENSÃO
+
VAZÃO BASAL

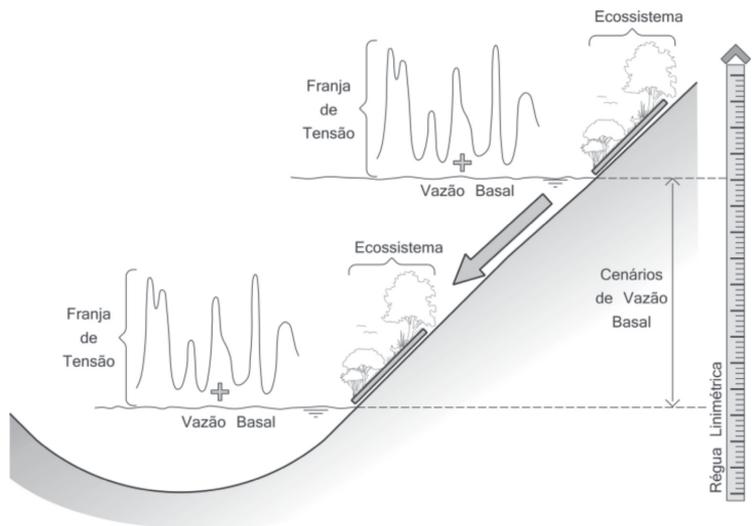
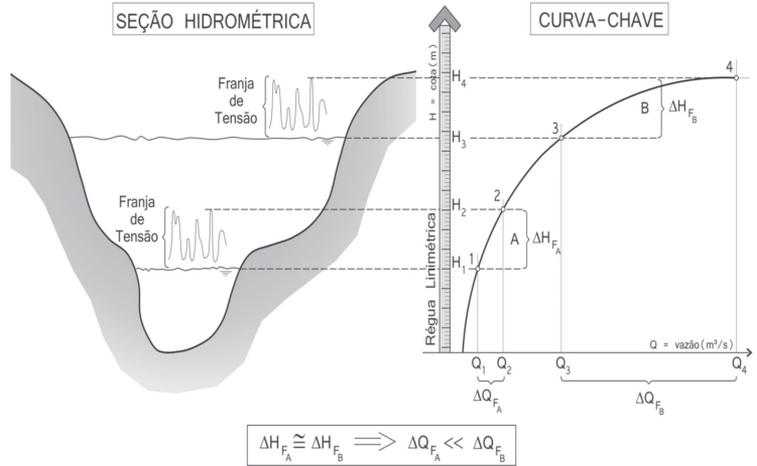


Figura 4: Prescrição de regime de vazões remanescentes: adaptação de ecossistemas

Ainda, a abordagem adotada coloca em foco alguns conceitos de Fluviometria que precisam ser recuperados, pois estão vinculados à interpretação, à dinâmica e à lógica

da metodologia. Quando se desvia do rio a faixa de vazão que será turbinada, temos um rebaixamento de todo o hidrograma e conseqüentemente das vazões basais. Por outro lado, não é linear a relação entre cotas e vazões, conforme se depreende do esquema da figura 5.



CONCEITOS ENVOLVIDOS
 SEÇÃO HIDROMÉTRICA
 CURVA-CHAVE
 FRANJA DE TENSÃO
 VAZÃO BASAL

Figura 5: Relações entre fluviometria e franja de tensão

A faixa de vazão natural do rio que é desviada para as turbinas do empreendimento hidrelétrico e, portanto, subtraída do fluxo natural pode provocar um rebaixamento das vazões basais originais, até o limite em que estas mantenham a integridade do ambiente relativo aos ecossistemas ribeirinhos, à ictiofauna e à manutenção dos padrões de qualidade das águas. Conforme se depreende da figura 5, para manter os pulsos de interesse ambiental em níveis altos, necessita-se de um volume maior de vazão, diminuindo a parcela turbinada.

Dessa forma, procura-se um natural equilíbrio: por um lado, o empreendimento requer uma faixa de vazões para turbinar que vai até o limite da vazão que não pode comprometer o estado pretendido referente à manutenção do padrão de enquadramento e dos outros usos nos trecho de vazão reduzida.

Para sustentar uma variação de nível é necessária uma variação de vazão, logo:

$$\Delta H_{FranjaB} = \Delta H_{FranjaA} \implies \Delta Q_{FranjaA} \gg \Delta Q_{FranjaB} \quad (1)$$

Isso implica que, para manter a franja de tensão em patamares de vazão dos quais são descontados a faixa de vazões do hidrograma, que sustentam a geração da usina, teremos a necessidade de determinar este patamar – uma vazão basal – sobre a qual será assentada a franja de tensão. Observando a figura 5, verifica-se que, devido à não linearidade da curva-chave, temos uma situação em que se observa o indicado pela expressão 1. No caso, seria necessária uma menor quantidade de vazão para manter a flutuação da franja de tensão em patamar inferior de vazão devido à não-linearidade da curva-chave.

Em decorrência da abordagem proposta, pode-se determinar *a priori* diferentes cenários de prescrição de vazões remanescentes em função de diferentes vazões basais – sobre as quais se produz a franja de tensão. A franja de tensão define uma variabilidade intra-anual detectada mês a mês, ou seja, são determinados valores mensais variáveis – de vazões basais – que sustentam a flutuação de níveis com importância ecológica.

Considerações finais

No contexto da legislação brasileira e considerando uma realidade de carência de informações, buscou-se a construção de uma abordagem metodológica adaptada ao cenário de tomada de decisões. Através do manejo adaptativo, buscou-se ajustar uma variabilidade mínima de vazões (franja de tensão) a ser mantida ao longo do ano, relacionada com a diversidade de habitats e com exigências de processos baseados em ajustes das comunidades através de respostas ao regime de perturbações (respostas em termos de regressão/sucessão ou adaptação, de acordo com o grau de previsibilidade do regime de pulsos). Essa variabilidade deve estar assentada sobre uma vazão basal mínima que atenda aos requisitos de manutenção da qualidade da água, pesca, recreação, usos consuntivos, valores paisagísticos etc. Como não existem trechos de rios iguais, com as mesmas qualidades e interesses, não há como definir métodos *a priori*. Cada caso é um caso. A riqueza da abordagem proposta é que cria uma estrutura capaz de permitir a construção, a adaptação ou utilização do método para cada caso, a partir da definição dos objetivos claros de gestão.

Geraldo Lopes da Silveira é graduado em Engenharia Civil, doutor em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental e professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul.

geraldoufsm@gmail.com

Rafael Cabral Cruz é graduado em Oceanologia, doutor em Ecologia e professor da Universidade Federal do Pampa, Campus São Gabriel, Rio Grande do Sul.

rafaelcruz@unipampa.edu.br

Jussara Cabral Cruz é graduada em Engenharia Civil, doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, professora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul.

jussaracruz@gmail.com

Fabio Silveira Villela é graduado em Biologia, doutor em Ecologia e consultor na área de Meio Ambiente.

fabio@simbiota.com.br

VAZÕES ECOLÓGICAS E REMANESCENTES EM RIOS ALTERADOS POR BARRAGENS

ESTUDO DE CASO

Rafael Cabral Cruz
Jussara Cabral Cruz
Geraldo Lopes da Silveira
Fabio Silveira Villela

Em rios, nos quais a dinâmica dos escoamentos é alterada pela implantação de um barramento, o grande desafio reside na prescrição de um regime de vazões que mantenha os pulsos de interesse ecológico e também os outros usos da água. A metodologia proposta em artigo publicado nesse mesmo volume é agora aplicada a uma usina hidrelétrica que apresenta um trecho com vazões reduzidas por uma extensão de quatro quilômetros após a barragem em decorrência do desvio de parte das vazões afluentes ao reservatório para as turbinas. Para tanto, realizou-se a avaliação ecológica, por meio de análise de frequências e da vegetação ribeirinha, e determinou-se uma variabilidade intra-anual para vazões que implicam valor máximo, em termos de cotas, de 48cm distribuídos de forma variável, mês a mês. Essa variabilidade de níveis foi simulada para diferentes patamares de vazões basais mínimas – que hipoteticamente sustentariam os outros usos da água no trecho de vazão reduzida – em cenários variando de 3m³/s até 17m³/s. Por fim, cada cenário ganhou simulação hidroenergética indicando o percentual do valor de vazão afluente à barragem que foi turbinada. Os resultados mostram um leque vasto de informações de apoio à tomada de decisão sobre o valor de vazão a ser adotado considerando a discussão socioambiental.

Introdução

A implantação de barragens gera, como um de seus principais impactos ambientais, a alteração do regime de vazões no trecho situado a jusante do barramento. A avaliação dos impactos ambientais das barragens e correspondentes recomendações para sua mitigação e/ou compensação foi abordada no relatório final da Comissão Mundial de Barragens¹, em que o problema do regime ecológico de vazões teve espaço destacado. O problema se agrava quando as barragens são propostas em rios que possuem pouca disponibilidade de dados referentes aos processos que mantêm a estabilidade dos ecossistemas fluviais, incluindo aspectos referentes à distribuição dos organismos, dependência em relação ao regime de pulsos do rio e capacidade de resiliência em relação às mudanças de regime hidrológico.

O Grupo de Pesquisa em Gestão de Recursos Hídricos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) desenvolve metodologias visando produzir informações para subsidiar processos de tomada de decisões em situação de carência de dados.² A combinação das abordagens permitiu a construção de uma proposta para subsidiar o processo de prescrição de regime de vazões remanescentes para trechos de rios com vazões alteradas pela implantação de barragens. O referencial metodológico a ser adotado, apresentado em artigo associado a este,³ depende do conhecimento ou estimativas de vazões e cargas poluidoras afluentes e efluentes ao reservatório.

Para o presente caso, a usina em foco é a UHE Passo São João (77kW), em implantação no rio Ijuí, afluente do rio Uruguai. Quando em operação, a usina produzirá um trecho de vazão alterado pelo desvio das águas para as turbinas. Após turbinadas e gerada a energia, as águas são devolvidas ao curso natural. A vazão que não é turbinada é escoada para o trecho de vazão alterada do rio, percorrendo 4km, onde recebe novamente as vazões turbinadas. Este trecho é denominado alça de vazão reduzida (AVR).

A prescrição de vazões remanescentes é realizada com base no regime de vazões ecológicas e nos outros usos significantes existentes no trecho da AVR da UHE São João, onde deve ser mantida a qualidade da água em padrões de classe 2, tendo como referência a resolução CONAMA 357⁴. A qualidade da água na AVR, além das vazões de montante, depende do uso e ocupação do solo na região da bacia incremental que contribui a AVR. As suas cargas poluidoras não podem alterar a concentração de poluentes para fora do padrão de enquadramento do trecho.

¹ CMR. Comisión Mundial de Represas. *Represas y Desarrollo: un nuevo marco para la toma de decisiones*. El reporte final de la Comisión Mundial de Represas. Cape Town: Comisión Mundial de Represas, 2000. 444 p.

² SILVEIRA, G. L. *Quantificação de vazões em pequenas bacias com carência de dados fluviométricos*. Tese de doutorado do programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do IPH/UFRGS. 172 p. Porto Alegre, RS. 1997.

CRUZ, J. C. *Disponibilidade Hídrica para Outorga: avaliação de aspectos práticos e conceituais*. Tese de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do IPH/UFRGS. 205 p. Porto Alegre, RS. 2001.

CRUZ, R. C. *Prescrição de Vazão Ecológica: aspectos conceituais e técnicos para bacias com carência de dados*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 136 p. (Tese. Doutorado em Ecologia). 2005.

³ SILVEIRA, G. L.; CRUZ, R. C.; CRUZ, J. C. & VILLELA, F. S. Vazões ecológicas e remanescentes em rios alterados por barragens: metodologia proposta para a prescrição. *Ciência & Ambiente* (publicado nesse volume).

⁴ CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução nº 357*, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em 09/07/2006.

⁵ SILVEIRA, G. L.; CRUZ, R. C.; CRUZ, J. C. & VILLELA, F. S. *Op. cit.*

O objetivo é, portanto, ensaiar a metodologia proposta⁵ definindo diferentes cenários de regime de vazões ecológicas e remanescentes para a AVR da UHE São João. A orientação para a indicação de um regime, dentro dos cenários propostos, pode apontar para valores menos conservadores que o de vazão ecológica usualmente utilizada e definida com valores próximos ao $Q_{95\%}$. Por outro lado, esta indicação deve estar vinculada a um processo de manejo adaptativo associado a um monitoramento em tempo real, que permita precaver e antecipar acidentes ou situações de desenquadramento da qualidade da água na alça, decorrente de cargas geradas externamente à AVR ou provenientes da bacia incremental.

A UHE Passo São João

A UHE São João é um empreendimento da ELETROSUL, com potência instalada de 77,3MW em dois grupos geradores. Está localizada no rio Ijuí, afluente do rio Uruguai, e, na seção da barragem para a tomada de água, drena uma bacia hidrográfica com área de aproximadamente 10.128km².

Com a implantação da UHE, em um trecho de aproximadamente 4km, compreendido entre a barragem e a influência da casa de força, escoo um regime de vazões de acordo com prescrições determinadas no processo de licenciamento do empreendimento. Este trecho de rio, de jusante da barragem à seção de efluência das vazões turbinadas, denomina-se Alça de Vazão Reduzida (AVR), ou simplesmente “Alça”, e nela escoará a vazão remanescente, que deverá oferecer condições de sustentabilidade ao ambiente, incluindo a manutenção de sua classe de enquadramento do rio.

Em seu arranjo de projeto, a barragem da UHE São João possui o vertedor com 10m de altura e 145m de comprimento, operando a uma lâmina máxima de 21m de altura, com 11m de armazenamento sobre a soleira vertente. A usina está projetada para funcionar a fio d’água, sendo que o reservatório de tomada de água inunda uma pequena área de 130ha. Na figura 1 é apresentada uma imagem da localização da usina e o trecho de vazão alterada, denominado alça de vazão reduzida.

Metodologia

Nos casos de UHEs com AVR, como na UHE São João, parte da vazão é liberada para a alça e parte é turbinada, sendo esta conduzida por canais, somando-se à des-

carga escoada pela alça, quilômetros após. Na figura 2 é possível observar a dinâmica de escoamento das vazões em uma AVR.

Em empreendimentos como este, cujos arranjos de obra produzam AVR, o balanço hídrico equaciona basicamente o volume afluente à barragem em duas parcelas: a vazão escoada pela alça e a vazão aduzida para a casa de força. Considerando a lógica do aproveitamento ótimo, a vazão escoada pela alça é aquela que não é aduzida para a geração. Considerando a lógica da preservação, a vazão a ser turbinada é aquela não utilizada para a preservação da alça. É lógico, portanto, que o equacionamento encontra-se numa situação intermediária perante os impactos associados.

Quanto maior a AVR, maiores os impactos associados. No entanto, o efeito é variável. De acordo com Benda *et al.*⁶, os efeitos de confluência podem mitigar os impactos de um barramento. Neste caso, a confluência de contribuintes importantes na AVR pode mitigar os efeitos da supressão de vazões para as turbinas.

⁶ BENDA, Lee; POFF, Leroy; MILLER, Daniel; DUNNE, Thomas; REEVES, Gordon; PESS, George & POLLOCK, Michael. The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. *Bioscience*, 54(5):413-427, 2004.

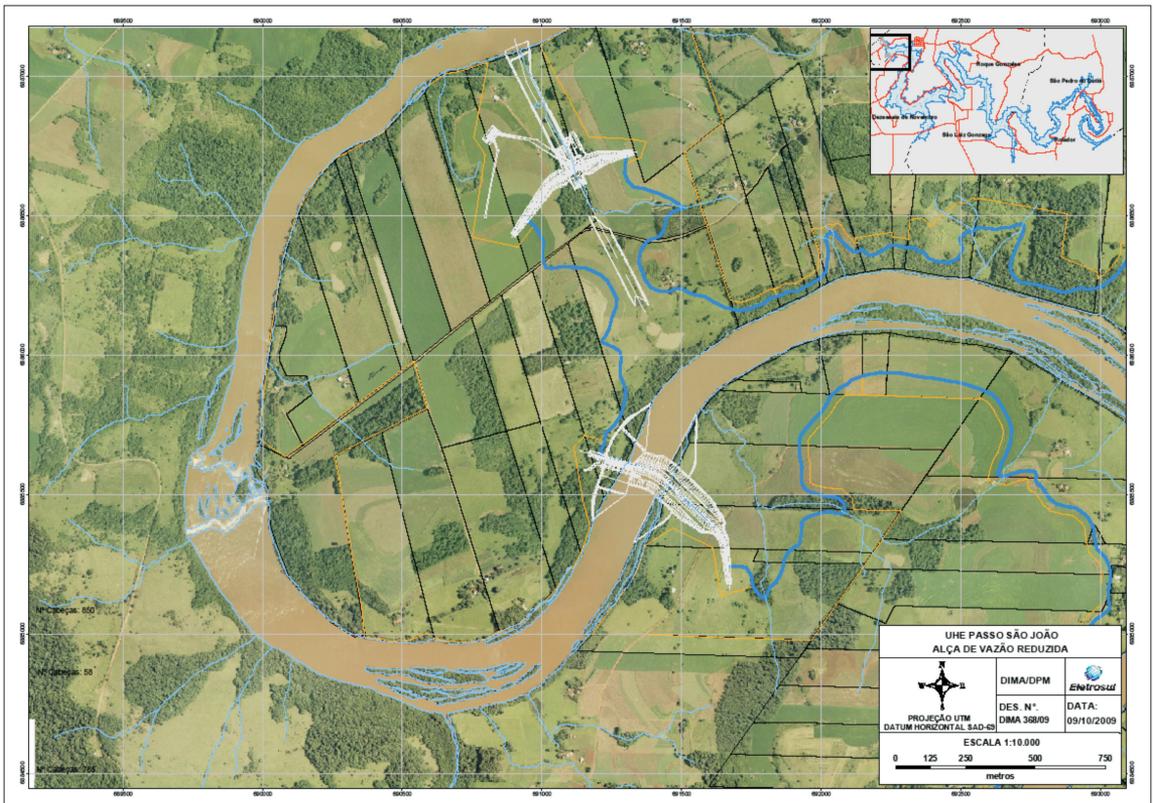


Figura 1: A UHE Passo São João

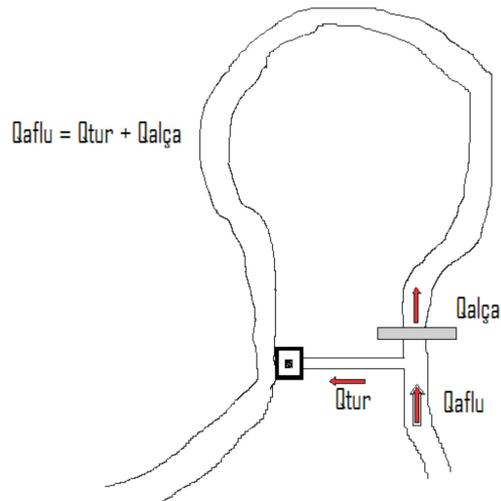


Figura 2: Escoamentos em aproveitamentos com AVR

⁷ CONAMA. *Op. cit.*

⁸ POSTEL, Sandra & RICHTER, Brian. *Rivers for Life: managing water for people and nature*. Washington, D. C.: Island Press, 2003. 253 p. FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Roessler. *Análise de fragilidades ambientais e da viabilidade de licenciamentos de aproveitamentos hidrelétricos das bacias hidrográficas dos rios Ijuí e Butuí-Piratinim-Icamaquã, Região Hidrográfica do Rio Uruguai – RS*. Porto Alegre: FEPAM/UFRGS. 2004. 140 p.

⁹ NEIFF, J. J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciência*, 15(6): 424-441, 1990.

JUNK, W. J. & WANTZEN, K. M. The Flood Pulse Concept: new aspects, approaches and applications – an update. In: WELCOMME, R. L. & PETR, T. (eds.). *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries. Volume II*. Bangkok, Thailand: FAO Regional Office for Asia and the Pacific: 2004. p. 117-140. (RAP Publication 2004/17).

CRUZ, R. C. *Prescrição de Vazão Ecológica... Op. cit.*

¹⁰ CMR. Comisión Mundial de Represas. *Op. cit*

Além das características relacionadas às vazões e cargas poluentes que determinarão as modificações na qualidade das águas, que precisam respeitar as normas referentes ao enquadramento dos corpos de água definidas na Resolução CONAMA 357⁷, o trecho deve garantir a conectividade dos habitats dos peixes migradores⁸ e o regime de pulsos necessário para preservar habitats importantes às espécies ribeirinhas⁹.

A AVR é um trecho de rio. Deve possuir, portanto, um regime de vazões que garanta a manutenção das condições de perpetuação da vida das espécies que dele dependem. Este princípio está estabelecido na legislação de águas, que prevê a necessidade de manutenção de uma vazão ecológica no trecho de rio, bem como nas recomendações da Comissão Mundial de Barragens.¹⁰

A UHE São João caracteriza-se como um empreendimento que produz uma alça de vazão reduzida e uma operação a fio d'água. O manejo de ictiofauna se insere no contexto maior do complexo hidroenergético que inclui a UHE São José (100kW) situada a montante. Conforme projetado, a conectividade da ictiofauna deve ocorrer por transporte de caminhões de jusante da usina Passo São João para montante da usina Passo São José.

Considerando a situação da UHE São João, são significativas as consequências da sua operação no balanço hídrico da AVR, pois uma faixa de vazões escoadas naturalmente pelo rio, não escoará mais pela AVR de São João após o início de operação da usina. Por sua vez, estas vazões viabilizam a UHE São João.

De forma indicativa, como subsídio, podem-se extrair alguns indicadores de impactos para a alça. Para valorar tais impactos são propostos índices, cujos resultados devem ser discutidos no contexto da bacia hidrográfica onde são inseridos os aproveitamentos. Tais índices são relacionados à motorização e às vazões hidrológicas de referência da bacia, e podem ser equacionados com as seguintes formulações:

$$i_1 = P/A_b$$

onde P é a motorização (potência instalada) em kw e A_b é a área da bacia em km^2

$$i_2 = P/Q_{95\%}$$

onde P é a motorização em kw e $Q_{95\%}$ é a vazão com 95% de permanência no tempo, em m^3/s

$$i_3 = P/Q_{MLT}$$

onde P é a motorização em kw e Q_{MLT} é a vazão média de longo termo em m^3/s

$$i_4 = Q_p/A_b$$

onde Q_p é a vazão de projeto da usina (vazão máxima turbinável) em m^3/s e A_b é a área da bacia em km^2

$$i_5 = Q_p/Q_{95\%}$$

onde Q_p é a vazão de projeto da usina (vazão máxima turbinável) em m^3/s e $Q_{95\%}$ é a vazão com 95% de permanência no tempo, em m^3/s

$$i_6 = Q_p/Q_{MLT}$$

onde Q_p é a vazão de projeto da usina (vazão máxima turbinável) em m^3/s e Q_{MLT} é a vazão média de longo termo em m^3/s

$$i_7 = A_i/A_b$$

onde A_i é a área incremental na alça em km^2 e A_b é a área da bacia em km^2

Os três primeiros índices indicam o grau de motorização da usina, em termos de área de bacia e de vazões características, como o $Q_{95\%}$ e a Q_{MLT} , ou a vazão média de longo termo da bacia. Os índices de i_4 a i_6 representam os mesmos impactos do i_1 a i_3 em termos específicos de vazões ou, ainda, em termos adimensionais ou percentuais. Por exemplo, i_6 representa o percentual da motorização em relação à vazão média de longo termo. Em termos gerais, seria adequado que o valor da motorização não ultrapassasse a metade da vazão média de longo período. Esta vazão – a Q_{MLT} – representa a vazão máxima regularizável, a qual corresponderia uma supressão total de picos e flutuação de níveis nos trechos de vazão reduzida.

Para avaliar efetivamente o impacto na AVR, baseado nos limites operacionais máximos e mínimos da Usina, deve-se realizar o balanço de volumes em função dos parâmetros da motorização e da prescrição ecológica de vazões.

A propagação de hidrogramas objetiva gerar o fluvio-grama efluente que escoar pela AVR e que deve atender as prescrições ambientais decorrentes dos estudos ecológicos. Em suma, o hidrograma efluente propagado deve contemplar as ocorrências em termos de pulsos decorrentes das necessidades ambientais. Tais pulsos referem-se a cheias de diferentes magnitudes e frequências de ocorrências, que a regra operativa deve preservar na propagação do hidrograma afluente através do reservatório.

Ainda, a vazão escoada pela alça deve ser capaz de manter o nível de enquadramento do rio na alça de vazão reduzida. Ou seja, as cargas poluidoras produzidas pela região e zonas ripárias ao longo do trecho de vazão reduzida não devem ser significativas.

Resultados

A prescrição de vazões remanescentes para a UHE São João foi realizada compatibilizando as necessidades da prescrição ecológica a diferentes cenários de vazões necessárias à manutenção da qualidade da água frente ao enquadramento do rio e aos demais usos envolvidos.

As avaliações ecológicas têm por objetivo a manutenção dos pulsos de interesse adaptativos em processos ecológicos de não sucessão. Com a metodologia proposta por Cruz¹¹, estimaram-se as frequências repetidas em 90% do tempo. Determinou-se o intervalo de variação a partir da série histórica de níveis em mais de 30 anos de dados diários de vazões naturais afluentes ao local da UHE. O intervalo de variação de níveis, encontrado ao longo dos anos foi de 48cm, em diferentes variabilidades intra-anuais determinadas mês a mês.

A variabilidade de níveis mês a mês foi sobreposta em diferentes patamares de vazões basais ou sanitárias. Quanto menor a vazão basal para manter as condições sanitárias na alça, menor o volume de vazões para sustentar a flutuação de níveis (pulsos) devido à não linearidade da curva-chave da estação fluviométrica de referência, que no caso do presente estudo foi a Estação Ponte Mística – Código ANA 75320000.

¹¹ CRUZ, R. C. *Prescrição de Vazão Ecológica... Op. cit.*

Para definir um valor de vazão basal é necessário ter uma noção dos outros usos da água na alça e de suas demandas hídricas, conforme avaliado a seguir.

A alça de vazão reduzida da UHE Passo São João (figura 3) apresenta área incremental de bacia hidrográfica de aproximadamente 58km². Na margem direita da alça (18km²) estão localizados dois balneários e a CGH Salto Pirapó (800kW), de propriedade da Companhia Paulista de Força e Luz (CPFL). Em sua margem esquerda (40km²), observa-se uso eminentemente agrícola, não sendo identificados pontos de lançamento de efluentes de processos de geração de resíduos, tais como abatedouros ou indústrias. Esta área da margem esquerda da alça é formada, basicamente, por superfícies vertentes que drenam diretamente ao rio Ijuí ou para um tributário (o arroio Lajeado das Pedras), constituindo pequena bacia hidrográfica que atinge a terceira ordem antes de chegar a sua foz. Além disso, no rio Ijuí, na área da alça, existe uma queda natural do rio denominada Salto Pirapó, um atrativo natural da região identificado pela Secretaria de Turismo do Estado do Rio Grande do Sul.¹²

¹² SETUR. *Roque Gonzáles. Atrativos Naturais*. Disponível em <http://www.turismo.rs.gov.br/>. Acesso em 20/11/2010.

Na sequência do texto, descrevem-se os outros usos identificados na alça, considerando-se dois compartimentos geográficos: (1) a bacia hidrográfica do arroio Lajeado das Pedras, incluindo Vila Florida e Rincão dos Ledur e (2) as superfícies vertentes da margem direita do rio Ijuí.

Na margem esquerda, a bacia apresenta uso preponderantemente agrícola. Nas áreas de declividade mais amenas e solos menos pedregosos – em sua porção territorial média e inferior, junto à foz no rio Ijuí – observa-se o cultivo de trigo, soja, milho e alfafa. Nas regiões de solos mais rasos e pedregosos predomina a criação de gado leiteiro. Ainda, em áreas de maior declividade, aparecem manchas de cobertura florestal nativa. As áreas de banhados e nascentes encontram-se, em grande parte, alteradas pela criação do gado, por cultivos agrícolas ou pela implantação de açudes com a introdução de peixes exóticos como a carpa.

Durante vistoria à região, constatou-se que o arroio Lajeado das Pedras é um curso d'água de fundo pedregoso ou com afloramento de lajeados. Na sua porção superior, a calha do arroio possui entre dois e três metros de altura e cinco e sete metros de largura. Na sua porção inferior, o arroio apresenta calha com aproximadamente dois metros de altura e nove metros de largura enquanto o fundo acumula sedimentos finos e grande quantidade de detritos provenientes da vegetação ciliar.

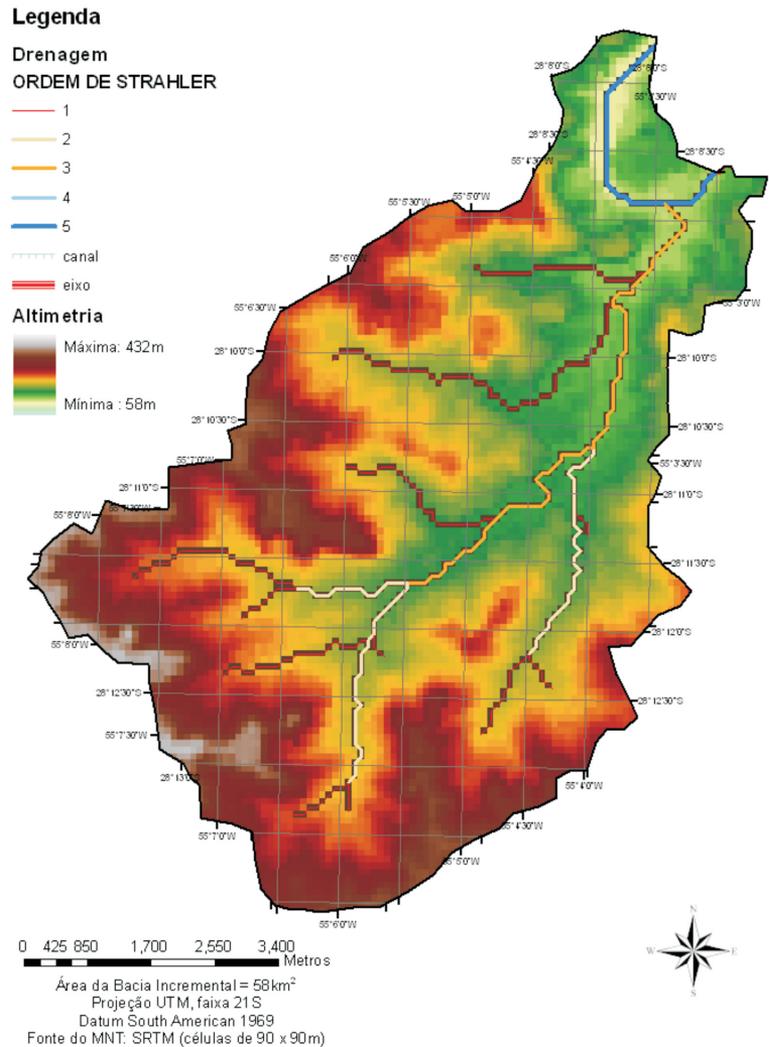


Figura 3: Bacia incremental da alça de vazão reduzida da UHE Passo São João

A vegetação ciliar está presente, mesmo quando em faixas estreitas, inferiores ao estabelecido pela legislação. Quanto às áreas úmidas e nascentes, observa-se que muitas foram modificadas pelo manejo feito no solo da região com a inserção de lavouras, gado ou com o barramento para a formação de açudes nessas áreas.

Algumas entrevistas foram conduzidas com os moradores da região do rincão dos Ledur para a coleta de informações sobre o possível papel do arroio Lajeado das Pedras como área de desova de peixes de piracema. De acordo com o depoimento de moradores, o arroio Lajeado das Pedras constitui área de migração e desova de peixes

como o dourado (*Salminus brasiliensis*), a piava (*Leporinos obtusidens*), o grumatã (*Prochilodus lineatus*), a bracanjua (*Brycon orbignyanus*), os pintados (*Pimelodus spp.*), a tainha (*Schizodon spp.*) e os lambaris, já que não existem barreiras naturais que impeçam o livre deslocamento dos peixes.

Além do deslocamento por terra, realizou-se um roteiro embarcado até a foz do arroio Lajeado das Pedras (figura 4). Observaram-se as ilhas que existem no rio Ijuí, em frente à desembocadura do arroio, formando um canal mais estreito nessa área. De acordo com o barqueiro, Sr. Antonio Luiz Ledur, na foz do Lajeado das Pedras podem ser encontrados exemplares jovens de grumatã, piava e dourado. Ainda, o Salto Pirapó representa barreira para a migração de surubim (*Pseudoplatystoma corruscans*), pati (*Luciopimelodus pati*) e armado (*Pterodoras granulosus*), porém, alguns exemplares de surubim foram capturados a montante do Salto, atribuindo-se a origem desses animais à soltura intencional de exemplares feita em municípios das porções situadas a montante, no rio Ijuí.

Na margem direita do rio, encontra-se a área do balneário Cachoeirão (figura 5). Ali foi entrevistado o Sr. Adão Veiga, que relatou ser morador de Roque Gonzáles. De acordo com o informante, foram capturados na área do Salto Pirapó e também no rio Uruguai, no Porto de Sto. Izidro, exemplares de pacu (*Piaractus sp.*) provenientes de solturas de criatório da região, já que essa espécie é exótica na bacia. O Salto constitui barreira também para o armado, o pati, o surubim e o chinelo. Sobre a bracanjua, as informações obtidas indicam que a espécie está extinta.

Para compatibilizar as vazões com as necessidades dos outros usos, deve-se, inicialmente, contextualizar a usina junto à bacia em que se insere e perante o arranjo da obra concebido para o aproveitamento.

O arranjo da obra, conforme o projeto básico, produz uma alça de vazão reduzida (AVR). O impacto, em termos fisiográficos e geomorfológicos, encontra-se calculado por meio dos coeficientes da tabela 1. Verifica-se que a usina produz impactos reduzidos em função da área da bacia incremental ser menor que 1% da bacia, combinado com o fato de o comprimento do rio, na alça de vazão reduzida, ser menor que 4km. Entretanto, os índices representam apenas um indicativo da menor probabilidade de haver impactos ao longo da AVR, tais como a possibilidade da existência de um centro urbano com esgotos não tratados ou de algum perímetro industrial.



Figura 4: Vistoria com uso de embarcação no trecho da futura alça de vazão reduzida da UHE São João, confluência do arroio Lajeado das Pedras com o rio Ijuí, Rio Grande do Sul



Figura 5: Balneário Cachoeirão, junto ao trecho da futura alça de vazão reduzida da UHE São João, margem direita do rio Ijuí, Rio Grande do Sul

A partir de informações levantadas por meio do Estudo de Impacto Ambiental (EIA)/Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) da usina e a partir de inspeção *in loco*, confirmou-se a probabilidade de pequeno impacto na alça de vazão reduzida. Não existe nenhum aglomerado urbano ou industrial na área da bacia incremental sendo o uso da terra na região vinculado à agricultura de pequeno porte, sustentada principalmente pela produção de forrageiras para cavalos de corrida. As demais atividades se referem às culturas de subsistência, como milho e feijão, e a uma pequena bacia leiteira em depressão. Por isso, a prioridade é a da comercialização das forrageiras para cavalos de corrida ao invés da produção de leite.

Tabela 1: Coeficientes para valoração de impactos da UHE São João

Valoração de coeficientes	UHE São João
AIA/AB (%)	0,6
CA/AB (km/km ² /10E-04)	4
PM/Área (kW/km ²)	7,6
PM/Q _{95%} (MW/m ³ /s)	1,8
PM/Q _{MLT} (MW/m ³ /s)	0,300

AIA = área incremental da alça;

AB = área da bacia no eixo da barragem;

CA = comprimento da alça;

PM = potência de motorização da Usina;

Q_{95%} = vazão firme (95% de permanência);

Q_{MLT} = vazão máxima regularizável (média de longo termo).

Com referência à sustentabilidade e mobilidade de ictiofauna, a UHE São João configura, juntamente com a UHE São José, um sistema em cascata. A estratégia de sustentabilidade envolve uma ação conjunta. A proposição da utilização de um sistema de elevadores e caminhões tanque para transportar os peixes diretamente de jusante de São João para montante de São José, revela potencial para atender a estratégia.

No entanto, a alça de vazão reduzida liga o arroio Lajeado das Pedras ao trecho do rio Ijuí situado a jusante da casa das máquinas. O arroio, de terceira ordem, apresenta potencial para funcionar como habitat para peixes migradores. Em prospeção, por meio de entrevistas junto às comunidades, avaliou-se a utilização do Arroio Lajeado para a

pesca das comunidades locais, realizada ainda hoje em escala reduzida. O arroio configura-se como local que dispõe de potencialidade para a desova (embora com necessidade de confirmação através de monitoramento). A bacia do arroio Lajeado das Pedras, entretanto, não será afetada pela implantação do empreendimento, visto que a futura usina não interferirá em seu balanço hídrico natural. Com referência à vazão de diluição de cargas poluentes, não há contribuição significativa para a alça de vazão reduzida da UHE São João, visto não existir conglomerado urbano nem perímetro industrial com seus efluentes contribuintes junto à alça. Assim, a qualidade da água escoada na contribuição advinda da prescrição de vazões ecológicas, depende das concentrações e cargas afluentes ao reservatório. Os dados monitorados de qualidade das águas, segundo o EIA/RIMA, apresentam valores de concentração superiores aos dos parâmetros da classe 2. As vazões ecológicas prescritas devem ser somadas às vazões naturalmente escoadas pelo arroio Lajeado das Pedras.

Com relação à balneabilidade, constata-se a existência de balneários na face interna da AVR. A face externa de contribuição territorial à alça, fora a bacia do arroio Lajeado, caracteriza-se por superfícies vertentes contribuintes diretamente ao rio Ijuí, sem uso marginal específico.

Pelas avaliações expeditas na alça, observa-se que a mesma apresenta baixo impacto e, portanto, baixa probabilidade de acidentes sanitários. Entretanto, a qualidade da água na alça não foi medida no rio Ijuí, nem no arroio Lajeado das Pedras, o que deverá ser feito pelo empreendedor com subsídio à negociação de tomada de decisão sobre a vazão basal à qual devem ser acrescidos os pulsos de interesse ecológico. A decisão depende deste conhecimento, porém as incertezas não impedem que se construam cenários para cuja definição foi adotado o intervalo de 3 até 17m³/s, como informação de apoio à tomada de decisão para a prescrição do regime inicial de operação da usina.

Considerações finais

É importante assumir os pressupostos previstos na metodologia desenvolvida, a saber:

- as práticas relacionadas ao manejo adaptativo configuram-se como boa alternativa para definição e acompanhamento das vazões a serem mantidas a jusante do barramento, principalmente na AVR;

¹³ CRUZ, R. C. *Prescrição de Vazão Ecológica... Op. cit.*

- a metodologia adotada, baseada no conceito de prescrição de vazões com variação mensal (e não como um valor constante), a partir de uma “franja de tensão” a ser mantida sobre uma vazão de base, é adequada para a definição do regime hidrológico para a AVR;
- o método proposto por Cruz¹³ permite estimar a amplitude da “franja de tensão”, tendo por base avaliações ecológicas em função de análise de frequências associadas a vegetação ribeirinha (no caso, a franja de tensão resultou em amplitude de 48cm).

Assim, a prescrição do regime de vazões remanescentes envolve a composição dos valores da prescrição ecológica de vazões (franja de tensão) com as demandas dos demais usos da água na AVR, incluindo as vazões sanitárias. Na tabela a seguir foram montados os cenários de prescrição de regime de vazões para um intervalo de vazão basal ou sanitária – de 3m³/s a 17m³/s – sobre o qual foi acrescida a franja de tensão, que preserva os pulsos de interesse ecológico.

Essa gama de valores favorece ao gestor e ao empreendedor quanto à tomada de decisão frente às incertezas naturais do processo relativo ao valor a ser adotado para iniciar a operação da usina; e também em termos de valores mínimos a serem escoados mês a mês na AVR dentro da lógica do manejo adaptativo apoiado por monitoramento em tempo real. A consolidação dos resultados é apresentada na tabela 2.

Com tais valores simulou-se a operação da usina e o percentual da vazão turbinada para avaliar o impacto em termos de geração, conforme mostra a última linha da tabela.

A manutenção da franja de tensão é uma estratégia para garantir as condições de pulsos hidrológicos pós-implantação do empreendimento, de modo a permitir a existência de habitats para as espécies ribeirinhas, através do rebaixamento da franja para um intervalo de cotas mais baixo. Parte-se do princípio de que o regime natural de vazões jamais poderá ser mantido nos mesmos níveis anteriores, pois a geração de energia necessariamente desvia vazões para a casa de máquinas.

Portanto, a única forma possível de manter a disponibilidade de habitats é rebaixar toda a franja de tensão (pulsos), forçando um processo de sucessão que resultará em

migração das espécies para cotas mais baixas. Nessas cotas, as condições de pulsos de inundação e seca determinam um processo em que as espécies ajustam sua distribuição vertical de acordo com a sua adaptabilidade a estes pulsos. Ou seja, a referência aos valores históricos anteriores não é importante para a discussão da viabilidade ou não da migração vertical das espécies.

Tabela 2: Cenários de regime de vazões remanescente na AVR

mês	qEco 16,1	qEco b3	qEco b4	qEco b5	qEco b6	qEco b7	qEco b8	qEco b9	qEco b10	qEco b11	qEco b12	qEco b13	qEco b14	qEco b15	qEco b16	qEco b17
1	16,1	10,1	11,6	13,0	14,4	15,8	17,1	18,4	19,6	20,9	22,1	23,4	24,6	25,8	27,0	28,2
2	16,1	10,3	11,7	13,2	14,5	15,9	17,2	18,5	19,8	21,0	22,3	23,5	24,8	26,0	27,2	28,4
3	16,1	6,0	7,2	8,4	9,6	10,8	11,9	13,1	14,2	15,3	16,5	17,6	18,7	19,8	20,9	22,0
4	16,1	3,2	4,2	5,2	6,2	7,2	8,3	9,3	10,3	11,3	12,3	13,3	14,3	15,3	16,3	17,3
5	16,1	3,0	4,0	5,0	6,0	7,0	8,0	9,0	10,0	11,0	12,0	13,0	14,0	15,0	16,0	17,0
6	16,1	13,8	15,4	17,0	18,5	20,0	21,4	22,8	24,2	25,5	26,8	28,2	29,5	30,7	32,0	33,3
7	16,1	20,6	22,5	24,3	26,0	27,6	29,2	30,7	32,3	33,8	35,2	36,7	38,1	39,5	40,9	42,3
8	16,1	26,6	28,6	30,6	32,4	34,2	35,9	37,5	39,2	40,8	42,3	43,9	45,4	46,9	48,4	49,8
9	16,1	44,7	47,1	49,4	51,6	53,6	55,6	57,6	59,5	61,3	63,1	64,9	66,6	68,3	70,0	71,6
10	16,1	31,3	33,5	35,5	37,4	39,3	41,1	42,8	44,5	46,2	47,8	49,4	51,0	52,5	54,1	55,6
11	16,1	23,1	25,0	26,9	28,6	30,3	31,9	33,5	35,1	36,6	38,1	39,6	41,1	42,5	44,0	45,4
12	16,1	15,0	16,7	18,3	19,8	21,3	22,8	24,2	25,6	27,0	28,4	29,7	31,0	32,3	33,6	34,9
%tur	60,8	61,0	60,4	60,0	59,5	59,0	58,5	58,1	57,7	57,2	56,8	56,4	56,0	55,6	55,3	54,9

qEco: vazão ecológica mensal; 16,1 valor da vazão em m³/s proposta no EIA/RIMA; b3, b4, bx..., onde x representa a vazão basal em m³/s; %tur percentual da vazão aduzida às turbinas (que não passa pela AVR)

O caráter ecológico da prescrição reside em garantir condições para que a migração ocorra. Tais condições não podem ser baseadas em referências históricas, que não são possíveis de ser mantidas, mas na manutenção em cotas mais baixas, de habitats que permitam a sobrevivência das espécies no ambiente modificado pelo ser humano. Ou seja, a AVR não é um ambiente natural que segue o regime natural de vazões, mas um ambiente antrópico, totalmente dependente do manejo humano para que sejam mantidas condições de sobrevivência para as espécies ribeirinhas. Portanto, o fator crítico é a possibilidade de manutenção plena da franja de tensão.

Enfatiza-se, ainda, a importância do manejo adaptativo e do monitoramento em tempo real, pois permitem adapta-

¹⁴ CRUZ, R. C. *Prescrição de Vazão Ecológica...* Op. cit.

Rafael Cabral Cruz é graduado em Oceanologia, doutor em Ecologia e professor da Universidade Federal do Pampa, Campus São Gabriel, Rio Grande do Sul. rafaelcruz@unipampa.edu.br

Jussara Cabral Cruz é graduada em Engenharia Civil, doutora em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, professora do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul. jussaracruz@gmail.com

Geraldo Lopes da Silveira é graduado em Engenharia Civil, doutor em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental e professor do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental do Centro de Tecnologia da Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul. geraldo.ufsm@gmail.com

Fabio Silveira Villela é graduado em Biologia, doutor em Ecologia e consultor na área de Meio Ambiente. fabio@simbiota.com.br

ções da operação para evitar eventuais acidentes de origem sanitária, agrícola e industrial, definindo ações imediatas de liberação de maior aporte de vazões à alça em situações críticas ou acidentais. Além disso, podem fornecer informações valiosas para testar a hipótese de migração para patamares mais baixos da população ribeirinha e eventuais adaptações de operação por meio de avaliações ecológicas continuadas no tempo e de longa duração.

Por fim, é importante lembrar que, se barragens causam, por um lado, impactos negativos (alteração dos ecossistemas, perda de biodiversidade, alteração do regime hidrossedimentológico etc), por outro lado, produzem impactos positivos (geração de energia elétrica, irrigação, manutenção de calado para hidrovias etc.). Considerando a crise do petróleo e o crescimento das demandas energéticas, Cruz¹⁴ prevê um aumento da pressão sobre os rios para construção de hidrelétricas. A viabilidade social e ambiental de uma UHE depende de que os benefícios resultantes da implantação do empreendimento compensem os prejuízos sociais e ambientais do mesmo. Para tanto, considera-se que os impactos ambientais irreversíveis devam ser mitigados e/ou compensados. Uma estratégia de mitigação envolve a configuração ótima das estruturas do empreendimento, de modo a permitir o controle operacional completo das vazões turbinadas e da alça de vazão reduzida, associada a uma regra operacional que minimize os danos sobre o regime natural de vazões. É importante destacar o termo minimizar, pois, perante as demandas de caráter socioambiental (por exemplo: luz, informação, inclusão social etc.), é impossível manter o regime natural de vazões em uma AVR. A diferença entre o estado do rio em seu regime natural de vazões e a vazão da alça, consideradas todas as ações de mitigação, resulta no impacto a ser compensado, dada a sua irreversibilidade.



A Gráfica Pallotti, consciente de que a preocupação ambiental é um compromisso de todos, há tempos promove o uso racional dos recursos naturais, praticando a responsabilidade através da reciclagem e de meios ecologicamente corretos de descarte de resíduos. Agora, com o selo de certificação FSC – Forest Stewardship Council (Conselho de Manejo Florestal) –, comprova que a responsabilidade ambiental não é assunto para ficar só no papel.



A marca do
manejo florestal
responsável



Av. Presidente Vargas, 115 - Bairro Patronato
Fone: (55) 3220.4500 - Santa Maria - RS