

PEQUENAS ÁREAS ÚMIDAS: IMPORTÂNCIA PARA CONSERVAÇÃO E GESTÃO DA BIODIVERSIDADE BRASILEIRA

Reinaldo Luiz Bozelli¹, Daniel da Silva Farias, Sorana Karenina Francisquini Lima, Rafael Teixeira Santos Lira, Clarice Casa Nova, Rayanne Barros Setubal & Elder de Oliveira Sodré

Resumo - Por toda história da humanidade, civilizações e povoadamentos sempre se desenvolveram perto de áreas úmidas (AUs), utilizando seus recursos e serviços. Uma definição de aplicação ampla e irrestrita de AUs é de difícil formulação, mas de forma geral esses ambientes compreendem áreas continentais e costeiras permanentemente ou sazonalmente inundadas, com habitats e características físicas variáveis. Apesar da escassez de inventários as AUs brasileiras correspondem a cerca de 20% do território nacional. Estes ambientes apresentam grande importância para a fauna e flora, pois podem abrigar maior parte da biodiversidade regional e espécies exclusivas com adaptações específicas a vida nestes ambientes. As pequenas AUs correspondem a uma parte expressiva das AUs, ainda não adequadamente mapeadas e que exercem relevante papel nos ciclos biogeoquímicos e na provisão de recursos e serviços ecossistêmicos, como produção pesqueira, fornecimento de água, controle de enchentes e regulação climática. Entretanto, estes ambientes estão sujeitos à degradação devido a mudanças no uso do solo, assoreamento, drenagens e pelas mudanças climáticas que alteram o ciclo hidrológico. Desafios para o manejo das pequenas AUs incluem a mudança de paradigma de gestão, inclusão de uma abordagem de matriz ambiental, aumento da consciência quanto à sua importância ecológica, econômica e social, potencialização do efeito de manchas, compromisso governamental e o desenvolvimento de uma política nacional para as AUs.

Palavras-chave: Ecossistemas aquáticos; impactos antrópicos; diversidade; tamanho; serviços ecossistêmicos.

Abstract - Throughout human history, civilizations and settlements have always developed near wetlands, using their resources and services. A wetland definition with wide and unrestricted application is difficult to formulate, but generally, these environments consist of permanently or seasonally flooded continental and coastal areas with diversified habitats and physical characteristics. Despite the scarcity of inventories about Brazilian wetlands, they may correspond to about 20% of the national territory. These environments are very important for fauna and flora because they can host most of the regional biodiversity and unique species with adaptations for life under specific conditions. The small wetlands correspond to an expressive part of the Brazilian wetlands, still not adequately mapped and that play a relevant role in biogeochemical cycles and in the provision of ecosystem resources and services, such as fish production, water supply, flood control and climate regulation. However, these environments are subject to degradation due to changes in land use, sedimentation, drainage, and climate change that alter the hydrological cycle. Challenges for the small wetlands management include changing the management paradigm, adoption of an environmental matrix approach, raising awareness about its ecological, economic and social importance, increasing the effects of patch dynamics, government commitment and the development of a national policy for wetlands.

Keywords: Aquatic ecosystems; anthropogenic impacts; small wetlands; diversity; size; ecosystem services.

Contextualização histórica e conceitual

Cerca de 71% da superfície terrestre é coberta por água líquida. Desta, a maior parte são os oceanos, sendo apenas 2,6% água doce. A menor parte, coberta por terra firme, é aquela que nós, seres humanos, habitamos e temos uma relação imprescindível com os corpos d'água. As civilizações e povoadamentos humanos do passado e do presente sempre se desenvolveram perto da água, utilizando de seus recursos e usufruindo de seus serviços. Inseridas neste contexto, as Áreas Úmidas (AUs) são vitais para o desenvolvimento humano. Mas o que são as AUs? A dificuldade de compreensão das AUs já começa com a sua própria definição. As AUs são difíceis de serem definidas, pois apresentam diversas condições físicas e biológicas, variando em dimensões, clima, hidrologia e geomorfologia, além de estarem muito sujeitas a influências antrópicas e aos mais diversos interesses. Essa complexidade

Laboratório de Limnologia – Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ. Av. Carlos Chagas Filho, 373 - Sala A1-050 - Cidade Universitária, Rio de Janeiro - RJ, 21941-902. ¹Autor de correspondência: rbozelli@gmail.com

geralmente resulta em definições restritas, confusas, genéricas e, até mesmo, contraditórias (Semeniuk & Semeniuk 2011, Gomes & Junior 2017, Maltchik *et al.* 2017). Além disso, há dezenas de termos locais para os diferentes tipos de AUs e há uma falta de parâmetros amplamente aceitos para defini-las, o que contribui com dificuldades para delimitação e classificação das AUs, condições essenciais para o desenvolvimento de uma política nacional moderna e eficiente para conservação desses ambientes (Junk *et al.* 2015).

Em rápido apanhado histórico, observa-se que em 1956, o Serviço Estadunidense de Pesca e Vida Silvestre (USFWS) publicou uma das primeiras definições de AUs com foco na preservação de habitats de aves aquáticas (Shaw & Fredine 1956). Esse documento caracterizou 20 tipos de AUs com relação à temporalidade da inundação e presença de plantas adaptadas a solos úmidos. Sua finalidade foi subsidiar o primeiro sistema de classificação adotado nos EUA com base nas exigências de gestores públicos e cientistas (Gomes & Junior 2017). Em 1971, permanecendo com o foco na conservação de habitats de aves aquáticas, mas em escala global, a Convenção Ramsar, um tratado intergovernamental voltado à conservação e uso racional da AUs e seus recursos, organizada pela União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN) apresentou uma nova definição de AUs (Ramsar 1971), em que as AUs são “Áreas de pântanos, alagados, turfeiras ou águas, naturais ou artificiais, permanentes ou temporárias, com água estática ou fluído, doce, salobra ou salgada, incluindo áreas de água marinha cuja profundidade durante a maré baixa não exceda seis metros”

De maneira geral, as AUs incluem áreas continentais e costeiras permanentemente ou sazonalmente inundadas, com habitats que variam desde lagos e rios a marismas, passando por estuários, lagoas, pântanos e recifes de corais (COP13 2018). Para o Brasil, a definição mais recente é de (Junk *et al.* 2014) que se baseia na definição de AUs explicitada acima. Porém os autores limitam seu conceito indicando que as AUs devem possuir: (1) presença, pelo menos periodicamente, de plantas superiores aquáticas ou palustres e/ou (2) presença de substrato/ solo hidromórfico.

Caracterizada assim a dificuldade de claramente definir AUs mesmo em se tratando de áreas extensas, fica evidente que o nosso nível de atenção às pequenas AUs é ainda menor. Contudo, vários aspectos na nossa vida, na nossa sociedade e na ciência, indicam que mesmo as coisas consideradas pequenas podem ser extremamente importantes, e portanto poderíamos estender este raciocínio para incluir assim as AUs de pequeno ou pequeníssimo tamanho (Downing 2010). Para a definição das pequenas AUs permanentemente ou periodicamente alagadas, as bordas desses ambientes devem ser delimitadas através da média do nível máximo de inundação (Junk *et al.* 2015). Em eventos chuvosos locais, as pequenas AUs sujeitas a níveis de água flutuante são caracterizadas por possuírem pulso de inundação polimodal e imprevisível, devido ao alagamento após cada chuva e, na ausência desta, esses ambientes secam em poucas semanas. As pequenas AUs apresentam tamanho reduzido, vida efêmera e poucos foram os estudos ecológicos voltados à compreensão do seu funcionamento, o que as torna intensamente ameaçadas. Como exemplo de pequenas AUs podemos citar: (1) as naturais: poças temporárias e permanentes, pequenos riachos e piscinas naturais, pequenos alagados, nascentes, buritizais e brejos e (2) as artificiais ou antropogênicas: tanques, açudes e pequenos represamentos (Junk *et al.* 2014).

Estudos que ponderam a importância global das pequenas AUs são escassos e, é neste contexto que este trabalho procura revisar e refletir sobre as suas principais características e evidenciar a necessidade de sua proteção. Considerando que esses ambientes são frequentemente negligenciados em estudos ecológicos e ambientais, aqui buscamos realizar tais objetivos através de estudo de caso em duas regiões brasileiras distintas - Norte Fluminense e Serra de Carajás na Amazônia. Como já dito anteriormente, no entanto, é difícil

encontrar definições exatas para o uso da expressão “pequenas áreas úmidas” e a título de simplificação, tentaremos aqui nos focar e denominar as pequenas AUs como aquelas cuja área total não excede 2 ha (20.000 m²) e têm pequena profundidade (até 2 m em períodos de maior inundação).

Distribuição de pequenas AUs no Brasil

Várias tentativas têm sido feitas para a criação de um inventário da localização global de AUs desde que a Convenção de Ramsar apontou a extrema necessidade de tais inventários para a elaboração de políticas voltadas para a conservação destas áreas (Ramsar Convention Secretariat 1980, 1999). Davidson *et al.* (2018) revisaram dados estimados de AUs, apontando através de técnicas de alta-resolução, que globalmente as AUs continentais representam 92,8%, enquanto as costeiras representam apenas 7,2% do total da área mapeada. Apesar de um alto nível de precisão neste mapeamento, poucos trabalhos diferenciam as AUs continentais das costeiras (Nick C. Davidson & Finlayson 2018), o que indica ainda a necessidade de estudos aprofundados nas pequenas AUs isoladas e nas associadas a grandes planícies de inundação, a fim de diminuir a subestimativa presente hoje em dia. Na América Latina e Caribe (região Neotropical) encontram-se aproximadamente 15,8% das AUs mundiais (Davidson *et al.* 2018). Dentro destas AUs Neotropicais, um número expressivo, porém não precisamente especificado, é de ambientes lacustres rasos, pertencentes a planícies de inundação, temporários ou perenes (Lehner & Doll 2004). No Brasil, este panorama não é diferente, apesar de ter uma área de aproximadamente 20% de seu território composta por AUs, seu inventário ainda é incipiente e necessita maior esforço amostral (Junk *et al.* 2014).

Um empecilho para o mapeamento efetivo, em especial das pequenas AUs, é a presença de uma nomenclatura difusa empregada para designar as pequenas AUs. Além disso, é difícil localizar estes ecossistemas no âmbito global devido ao caráter sazonal de muitos deles. Mais difícil ainda é localizá-los no continente Americano, principalmente no Brasil, onde grande parte das pequenas AUs estão associadas a grandes áreas inundadas, como por exemplo planícies de inundação associadas à grandes rios. Junk *et al.* (2013) comentaram que uma maior atenção tem sido dada a biomas que englobam grandes AUs por si só, como, por exemplo, os biomas do Pantanal, Amazônico e os ambientes localizados na planície de inundação do Rio Paraná. Por estarem inseridas em grandes complexos e bacias hidrográficas, estes ambientes são frequentemente negligenciados, pois os esforços de mapeamento e estudo se voltam para os ambientes aquáticos de grandes proporções. Portanto, as pequenas AUs recebem ainda menor atenção e, quando são contempladas, são estudadas como parte de um todo e não como os ecossistemas únicos e essenciais que representam.

Um pequeno exemplo da complexidade da (i) designação de AUs e (ii) interpretação dos diferentes termos estudados pode ser encontrado no quadro 1. Estes dados foram obtidos em uma busca bibliográfica simplificada na plataforma Scopus e é possível observar a complexidade de designações de pequenas AUs, cujos termos variam de poças (no inglês, “ponds”) a pequenas AUs (“small wetlands”) *per se*. Observa-se também o uso de outras designações como poças temporárias (“temporary ponds”) e uma designação mais ampla de AUs (“wetlands”) - termo “guarda-chuva” que engloba AUs dos mais diversos tamanhos e profundidades. O termo “pond*” teve maior número de artigos publicados com esta palavra no título ou palavras-chave. Uma explicação para isso é atrelada ao maior uso destes pequenos ambientes (naturais e antropogênicos) em pesquisas em áreas correlatas à agronomia e paralelas às ciências ambientais.

Portanto, devido aos entraves citados anteriormente, é ainda difícil traçar uma estimativa para a área total das pequenas AUs no Brasil e no mundo. Ressalta-se, desta maneira que é importantíssima a busca incessante por novas tecnologias e metodologias que

nos permitam mapear e delimitar esses pequenos ecossistemas qualitativa e quantitativamente.

Quadro 1. Busca bibliográfica na plataforma *Scopus* de artigos indexados até 17 de Outubro de 2018, exemplificando o universo de designações e produções bibliográficas que englobam: áreas úmidas ('wetlands') e pequenas áreas úmidas ("small wetlands"/ponds/"temporary ponds"). *= busca por termos em inglês no singular e no plural.

Palavra-chave para a busca	utilizada	Número de artigos encontrados	Principal área do conhecimento
Wetland*		68.400	Ciências ambientais
Small wetland*		338	Ciências ambientais
Pond*		77.904	Agricultura e ciências biológicas
Temporary pond*		956	Agricultura e ciências biológicas

Biodiversidade nas pequenas AUs brasileiras

Devido às suas diferentes dinâmicas hidrológicas, pequenas AUs têm sido amplamente reconhecidas como importantes modelos para o estudo da biodiversidade e para o entendimento de padrões e processos ecológicos e evolutivos. Dadas as condições ambientais únicas nesses ambientes, as espécies que abrigam apresentam uma série de adaptações e estratégias de vida ligadas à persistência de suas populações no espaço e no tempo (Blaustein & Schwartz 2001). Muitas espécies apresentam ampla capacidade de dispersão, como por exemplo, alguns invertebrados aquáticos do plâncton que podem ser facilmente carregados para outras AUs, seja pela própria água, pelo vento ou ainda por outros animais.

Além de possuir organismos com diferentes estratégias adaptativas, pequenas AUs podem apresentar elevados níveis de diversidade de espécies e uma fauna e flora bastante incomuns, não encontradas em outros tipos de habitats (Biggs *et al.* 2017, Fonseca *et al.* 2018, Gibbs 1993). A variação hidrológica nesses ambientes promove uma variedade de habitats que possibilita a coexistência de espécies em escalas espacial e temporal, principalmente pela partição de recursos e estratégias reprodutivas (Barbosa *et al.* 2012).

Para comunidades de peixes no semiárido brasileiro, Barbosa *et al.* (2012) relatam que a heterogeneidade espacial criada por diferentes fases hidrológicas de diferentes AUs é importante fator na manutenção de uma fauna rica e variável, enquanto que ambientes mais estáveis favorecem o estabelecimento de espécies dominantes. (Scheffer *et al.* 2006) sinalizam a importância de pequenas AUs, livres de peixes, para conservação da biodiversidade em nível regional. A ausência de peixes em pequenas AUs que por efemeridade não favorecem seu estabelecimento, pode influenciar direta e indiretamente a diversidade de outros grupos como aves, anfíbios e invertebrados, seja por relações antagônicas como competição e predação como por relações de facilitação e mutualismo. Portanto, um mosaico de ambientes em diferentes fases hidrológicas e, consequentemente, com presença ou ausência de peixes, é uma importante característica para a manutenção da

biodiversidade de outros grupos animais e vegetais. Pequenas lagoas e poças, normalmente com vegetação aquática abundante associada e sem peixes, podem abrigar um maior número de espécies por área quando comparadas a grandes lagoas devido à menor pressão de competição e predação, além de maior disponibilidade de alimento e estrutura espacial (Scheffer *et al.* 2006)

Williams *et al.* (2003) indicam que pequenas lagoas na Inglaterra chegam a ter uma riqueza de espécies por metro quadrado comparável a trechos de rios, sendo que no nível local as lagoas tiveram maior índice de espécies raras ou únicas de invertebrados e no nível regional as lagoas apresentaram maior riqueza de plantas aquáticas e de invertebrados. No sudeste do Brasil, pequenas AUs também apresentam importantes níveis de diversidade de macrófitas e invertebrados aquáticos exercendo um importante papel em escala regional (Maltchik *et al.* 2010). De forma geral, apesar de sua reduzida área, pequenas AUs concentram maiores valores de riqueza de espécies vegetais, sendo prioritárias para a conservação (Deane *et al.* 2017).

Pequenas AUs são fontes essenciais de água, recursos e abrigo para a fauna transicional e migratória. Estes ambientes funcionam como “trampolins aquáticos” (*stepping stones*) na matriz terrestre, fornecendo condições de forrageio temporário e/ou repouso para espécies facultativas em migração para outros locais (Calhoun *et al.* 2017). Em estudo realizado com anuros em AUs no Sul do Brasil, Moreira *et al.* (2008) encontraram que pequenas AUs são utilizadas pelas comunidades biológicas de diferentes formas ao longo das fases hidrológicas, sendo justamente as áreas intermitentes aquelas em que foram encontradas a maior riqueza e abundância de espécies. Já em estudo com diversos *taxa* realizado em veredas (pequenas AUs com formação vegetal característica do cerrado brasileiro), Fonseca *et al.* (2017) demonstraram que estes ambientes são *hotspots* de diversidade e contribuem para a diversidade beta devido a presença de espécies raras, endêmicas e pela substituição e fluxo de espécies entre diferentes áreas interligadas.

Portanto, independente do bioma de localização, as pequenas AUs exercem importante contribuição não só para a diversidade regional, como também na manutenção de diferentes populações animais e vegetais no espaço e no tempo. A seguir detalhamos alguns estudos realizados nas pequenas AUs no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e na Floresta Nacional de Carajás (Figura 1).

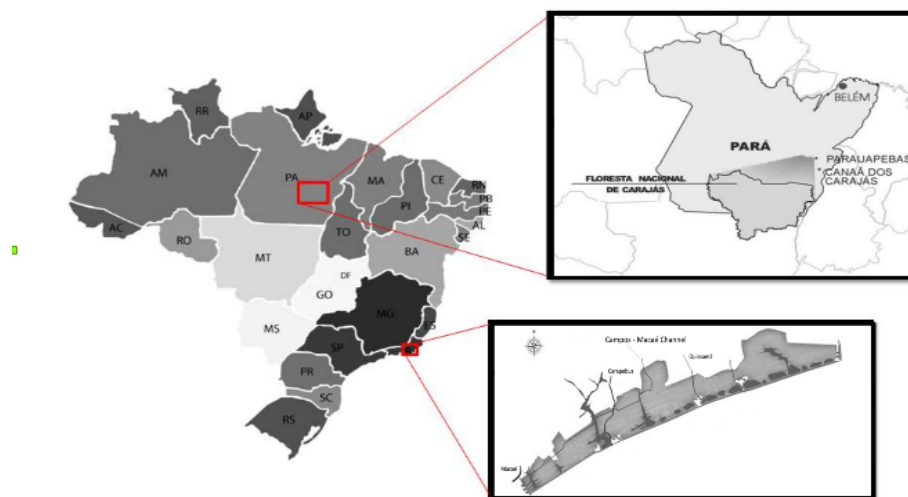


Figura 1. Acima localização da Floresta Nacional de Carajás, Pará (mapas modificados de IBAMA, 2004) e abaixo, do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, Rio de Janeiro.

As pequenas AUs do Norte Fluminense, RJ

No norte do estado do Rio de Janeiro, o Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba protege lagoas costeiras e outras AUs típicas da região, principalmente pequenas poças temporárias (Figura 2). Os ambientes estão situados em uma paisagem de restinga a qual promove, em muitos deles, pela lixiviação de materiais da biomassa vegetal em decomposição no solo arenoso de baixa capacidade de retenção, uma coloração escura à água pelo acúmulo de substâncias húmicas. O clima da região é tropical quente-úmido, com verão quente chuvoso e inverno ameno seco. Em estudo experimental realizado nas pequenas AUs desta região, demonstrou-se que os organismos planctônicos de menor tamanho, como rotíferos, são capazes de colonizar rapidamente este tipo de ambiente em curtas escalas espaciais e temporais, especialmente quando a paisagem é composta por um sistema de diversas pequenas AUs conectadas (Lopes *et al.* 2016). O movimento de indivíduos entre diferentes áreas também tem sido observado para diversos grupos em ambientes sujeitos a conectividade hidrológica durante o período de chuvas, formando redes de interações metapopulacionais ou de metacomunidades. Por exemplo, para a comunidade de peixes da Restinga de Jurubatiba, pequenas AUs periféricas a lagoas são refúgios naturais para peixes mais sensíveis a alterações ambientais e permitem a persistência da maioria das espécies dentro da metacomunidade quando as lagoas sofrem distúrbios severos (de Macedo-Soares *et al.* 2010).

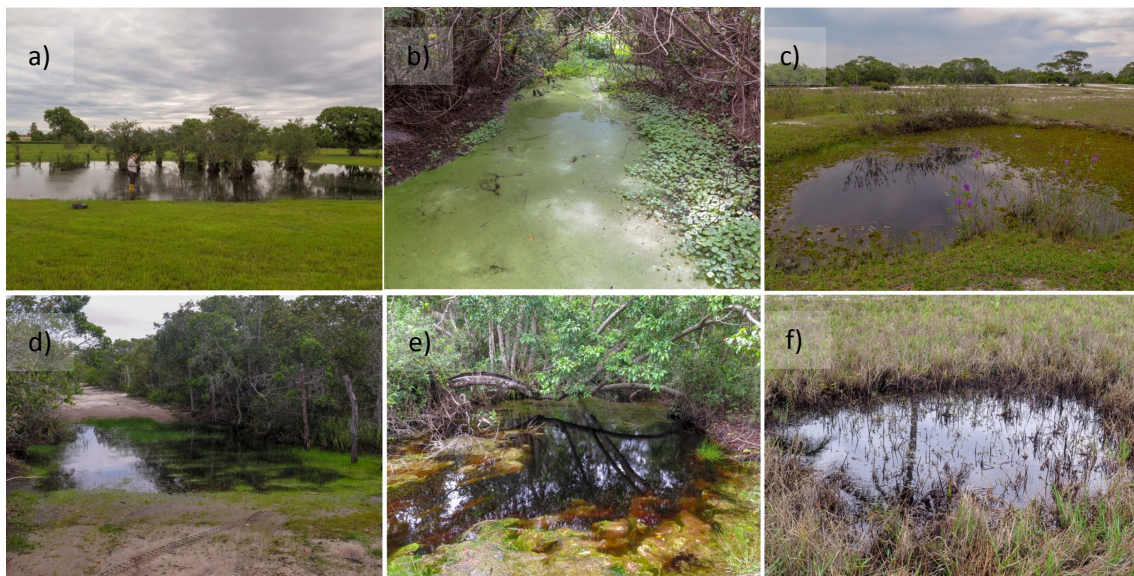


Figura 2. Diversidade de poças temporárias presentes no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba. a) Poça húmica com árvores em seu interior; b) Poça completamente coberta com a macrófita flutuante *Lemna* sp; c) Poça em área aberta, parcialmente coberta com a macrófita flutuante *Salvinia* sp.; d) Poça formada em uma depressão na estrada; e) Poça húmica em uma área de mata, com a presença de macrófitas submersas; f) Poça de tamanho bastante reduzido entre gramíneas. Fotos: Elder Sodré.

As pequenas AUs contribuem bastante para a diversidade regional, servindo como berçário de táxons especializados e endêmicos. Um exemplo disto é encontrado em um estudo com ovos de resistência do zooplâncton de ambientes temporários (poças) e lagoas perenes. Os resultados preliminares demonstraram que em ambientes sujeitos à dessecação recorrente (como as pequenas poças presentes na restinga), a riqueza de espécies no banco de ovos tende a ser 4,25 vezes maior do que em ambientes em que eventos de seca são raros, como lagoas perenes maiores do Parque. Além disso, em termos gerais, as pequenas AUs caracterizadas

como poças temporárias dessa região apresentam maior número de espécies exclusivas quando comparadas às lagoas costeiras permanentes (Figura 3).

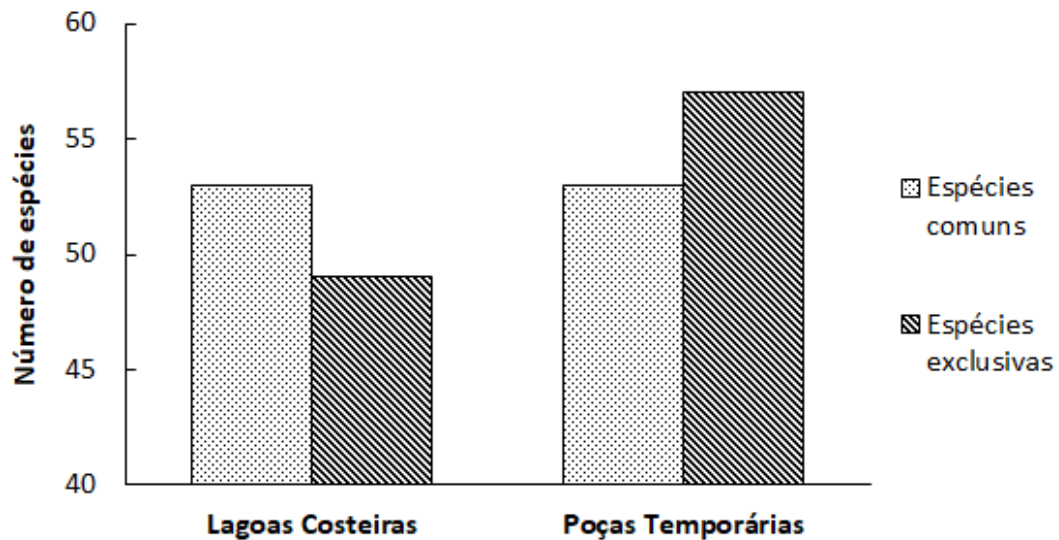


Figura 3. Número de espécies zooplancônicas comuns e exclusivas encontradas em lagoas costeiras e poças temporárias localizadas no Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba.

As Pequenas AUs da Floresta Nacional de Carajás, PA

A Floresta Nacional de Carajás (FLONA de Carajás) está localizada no sudeste do estado do Pará, na Amazônia Brasileira e está inserida na Plataforma Amazônica, onde se destaca um conjunto de rochas pré-cambrianas, denominada Serra dos Carajás, cuja altitude média é de cerca de 700 metros, e o relevo é intensamente dissecado por vales encaixados. Cerca de 90% da área da FLONA de Carajás é coberta pela Floresta Ombrófila Aberta e 10% pela Floresta Ombrófila Densa, incluindo as áreas aluviais associadas aos cursos d'água onde se encontram pequenos riachos, lagoas, poças, regiões alagadas e rios maiores. Entre estes, destacam-se as pequenas AUs caracterizadas como ecossistemas predominantemente lacustres lênticos, de pequena área e profundidade e, em sua grande maioria, temporários, seguindo os ciclos de chuva e estiagem da região (Figura 4).

Nesses ambientes, uma importante estratégia evolutiva, amplamente encontrada em organismos que habitam pequenas e imprevisíveis AUs, pode ser claramente observada: a produção de estágios dormentes ou ovos de resistência. A produção desses estágios permite o restabelecimento das populações mesmo após o completo dessecação, constituindo um mecanismo de preservação no tempo. A formação de banco de ovos representa um registro histórico de populações do passado que podem vir a se restabelecer com o retorno das condições ótimas. A fauna de Anostraca (Crustacea: Branchiopoda) é um exemplo do zooplâncton pioneiro em pequenas AUs temporárias, eclodindo pouco tempo depois da inundação e tendo um rápido desenvolvimento (Dodson & Frey 2001). Atualmente são conhecidas mais de 300 espécies de Anostraca, sendo aproximadamente 30% das espécies restritas à sua localidade tipo e mais de 50% residentes em menos de 10 localidades (Rogers 2013). Algumas espécies podem ser encontradas em uma ampla variedade de habitats (Aguilar *et al.* 2017), já outras são restritas a habitats com características específicas (ex. Rogers & Ferreira 2007, Boven *et al.* 2008). Estudos em desenvolvimento com anostracas de pequenas AUs localizadas na Serra de Carajás, demonstram que essas populações podem ser amplamente diversificadas e extremamente adaptadas às variações do hidroperíodo, visto que o dessecação é uma condição necessária para a eclosão dos ovos de resistência. No caso

específico da FLONA de Carajás, existe registro de uma única espécie de Anostraca, *Dendrocephalus carajasensis* Rogers, Gomes & Vieira, 2012, endêmica na região, embora mais uma espécie esteja em processo de descrição (Rabet, Lacau & Bozelli, no prelo). Os Anostraca são um importante elo entre produtores e níveis tróficos superiores, inclusive do ambiente terrestre, sendo uma importante fonte de alimento para algumas espécies de aves (Horváth *et al.* 2013). Além deste exemplo, alterações do volume de água determinam a composição de macrófitas aquáticas nestes ambientes, onde a espécie endêmica *Utricularia physoceras*, encontrada somente na época de chuvas, é progressivamente substituída por outras espécies ao longo do espaço e tempo (Setubal *et al.* 2016).

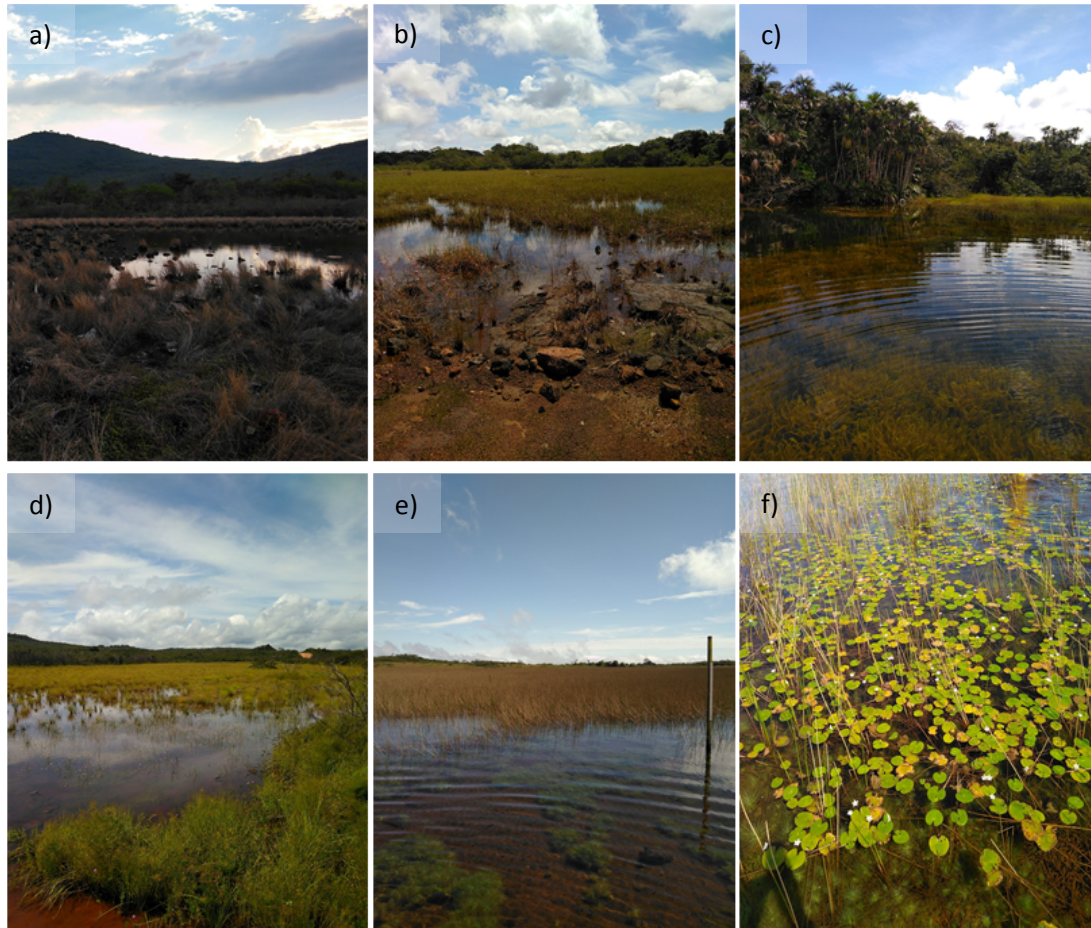


Figura 4. Diversidade de pequenas AUs presentes na Serra de Carajás, serras Norte e Sul. a) Poça formada entre pequenas cadeias montanhosas; b) Poça em área aberta onde observa-se a formação rochosa da região; c) Poça com colonização de macrófitas aquáticas submersas e cercada por buritiranas; d) Poça em área aberta com vegetação de transição; e) Poça em área aberta de pequena profundidade mas com extensa área alagada; f) Poça com intensa colonização pela macrófita *Nymphoides* sp. . Fotos: Laboratório de Limnologia da UFRJ.

A importância das pequenas AUs da FLONA de Carajás vai ainda mais além de exemplos de endemismos: estes pequenos ambientes também são comparativamente relevantes para a manutenção do *pool* regional de espécies. Um levantamento realizado em dois platôs diferenciados da Serra de Carajás entre os anos de 2004 e 2008, demonstra que indiferentemente de seu pequeno tamanho as lagoas temporárias de até 2 ha e rasas (até 1,3 m) sustentam um número expressivo de espécies planctônicas (Figura 5), sendo tão diversas quanto lagoas médias (entre 2 e 4 ha) e grandes (acima de 4 ha, profundidade até 17 m). Além

disso, é possível ainda observar que, em relação à profundidade, as pequenas AUs são igualmente diversas, apresentando maior número de espécies planctônicas em relação à grandes AUs (Figura 6).

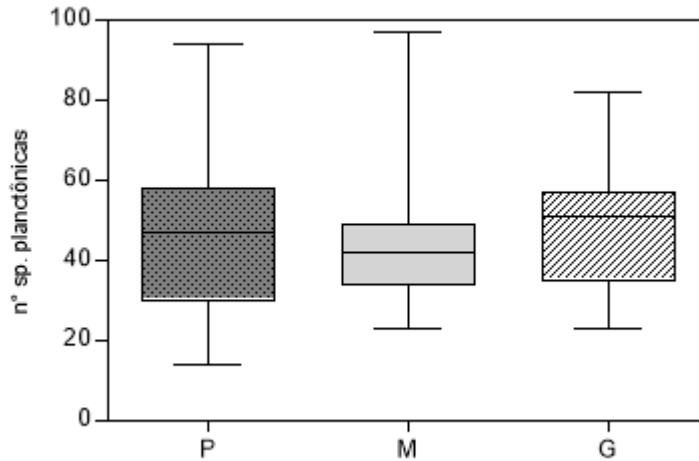


Figura 5. Número de espécies planctônicas coletadas entre os anos de 2004 e 2008 na FLONA de Carajás - PA em relação à área estimada via satélite (*Google Earth*). Ambientes amostrados compreendem pequenas (P), médias (M) e grandes (G) AUs, de característica predominantemente lênticas (lagoas). P = Área estimada < 2 ha; M = 2 ha ≤ área estimada < 4 ha; G = 4 ha ≤ área estimada < 8 ha. Barras representam valores mínimos, médios e máximos.

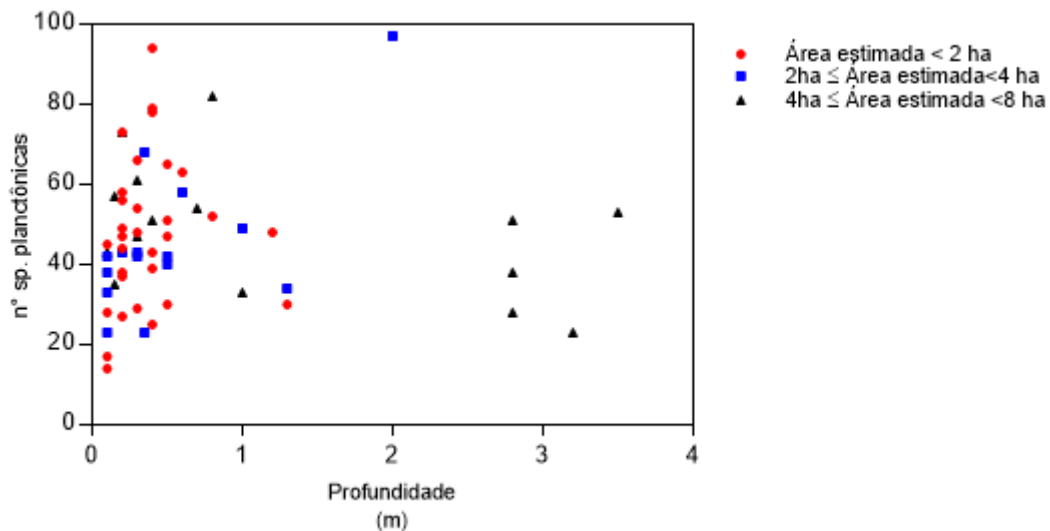


Figura 6. Número de espécies planctônicas coletadas entre os anos de 2004 e 2008 na FLONA de Carajás - PA em relação à profundidade de pequenas (pontos vermelhos), médias (quadrados azuis) e grandes (triângulos pretos) AUs.

Importâncias das pequenas AUs para os processos ecossistêmicos e geração de bens e serviços

Apesar de globalmente só contribuírem com cerca de 6% da cobertura da superfície planetária, AUs exercem papel chave nos ciclos biogeoquímicos, são fontes e sumidouros de carbono e importantes amortecedores da variação hidrológica da paisagem (Junk *et al.* 2013).

São também reconhecidas por influenciarem a maneira pela qual água (bacia de drenagem), vento e organismos vivos promovem a circulação de materiais, macro e micronutrientes (Hunter *et al.* 2017).

A intensidade dos processos biogeoquímicos em pequenas AUs faz com que estes ambientes tenham uma importância e contribuição desproporcional a suas áreas (Biggs *et al.* 2017, Calhoun *et al.* 2017). Estimativas demonstraram que globalmente as AUs podem processar anualmente o dobro do conteúdo de carbono do que aquele calculado como a contribuição dos grandes rios e oceanos (Downing 2010). Holgerson (2015) encontrou que as concentrações de CO₂ e CH₄ em pequenas poças temporárias estão entre as mais supersaturadas do mundo, sendo que para o CH₄ foram as maiores já registradas. Para os níveis de nitrato e sulfato, pequenas AUs também apresentam alta capacidade de remoção destes compostos por processos microbianos de desnitrificação e respiração anaeróbica que ocorrem nos sedimentos desses ambientes. As altas taxas de remoção de nitrito e sulfato fazem com que esses pequenos ambientes úmidos e zonas ripárias possuam uma capacidade significativa de depuração da água (Whitmire & Hamilton 2005).

Em termos de produtividade, as AUs também são amplamente reconhecidas entre os ecossistemas mais produtivos do mundo. O primeiro estudo considerando a contribuição de AU para a produtividade global estimou valores entre 4-9 x 10⁵ g de matéria seca produzida por ano nestas áreas (Aselmann & Crutzen 1989). Grande parte da produção nesses tipos de ambiente se dá pelo processamento da entrada de matéria alóctone ou de vegetação ripária (Rubbo *et al.* 2006). Em regiões áridas ou semi-áridas, zonas ripárias de pequenas áreas úmidas podem produzir biomassa em níveis maiores que ambientes terrestres do entorno (Hunter *et al.* 2017). Apesar da sua importância, estimativas de produtividade em termos ecossistêmicos para pequenas AUs brasileiras são praticamente inexistentes. Entretanto, quando considerados tipos de ambientes ou grupos de organismos, alguns resultados mostram que esses ambientes podem ser tão ou mais produtivos que grandes corpos d'água. Por exemplo, em estudo considerando diferentes tipos de ambientes aquáticos, lagos de planície de inundação do Rio Paraná e lagoas e poças da planície costeira do norte fluminense, as pequenas AUs compostas pelas poças apresentaram os maiores valores absolutos de produção secundária do zooplâncton apesar de sua pequena área e volume. Todas essas características das pequenas AUs, fazem esses ambientes únicos e essenciais para o funcionamento de vários outros ecossistemas, em nível local e regional.

Como visto anteriormente, as AUs por serem ambientes extremamente produtivos e sustentarem considerável biodiversidade, possuem um papel fundamental no desenvolvimento de sociedades, devido aos diversos serviços e funções ecossistêmicas que provêm (Maltby & Acreman 2011). Esses serviços ecossistêmicos representam os “benefícios que as pessoas obtêm de um determinado ecossistema” (Millenium Ecosystem Assessment 2005). As diferentes AUs podem proporcionar, em diferentes graus de importância, as quatro classes de serviços ecossistêmicos: provisão, regulação, culturais e serviços de suporte (Millenium Ecosystem Assessment 2005). As AUs, e consequentemente as pequenas AUs podem, na maioria desses casos: (1) prover água para uso doméstico, da fauna, industrial, irrigação, dessedentação de animais e para obter recursos alimentares (peixes, plantas associadas); (2) agir na regulação hídrica e climática; (3) servir como áreas de importância cultural, espiritual e de identidade regional e serem utilizadas para uso turístico e recreacional; (5) atuar fomentando enorme diversidade, o que se traduz no melhor funcionamento do ecossistema como um todo (Ramsar Convention on Wetlands 2018).

Em suma, as pequenas AUs são importantes para a manutenção da biodiversidade, para a regulação hídrica, qualidade da água e a regulação climática através da sua participação nos ciclos biogeoquímicos (em especial do carbono) (Blackwell *et al.* 2011). Além disso, por

serem geralmente associadas a sistemas hidrológicos maiores, as pequenas AUs podem atuar sobre o fluxo de água em períodos de inundação (Pattison-Williams *et al.* 2018) e na regulação de processos ecossistêmicos (como decomposição e produção primária). Atuam também no aprisionamento de poluentes provindos do carreamento de área adjacentes (Uuemaa *et al.* 2018) e agem como berçário e refúgio para inúmeros táxons de animais e plantas (Gallego-Fernández *et al.* 1999).

A preocupação com o manejo e com a utilização desses serviços ecossistêmicos promovidos pelas AUs vem crescendo, especialmente depois que se percebeu o valor econômico que podem ter (Costanza *et al.* 1997). Acharya (2000) demonstrou que AUs da Nigéria têm importante papel na regulação de aquíferos subterrâneos e que, caso esses serviços não fossem desempenhados naturalmente, famílias da região e pequenos produtores rurais teriam um maior gasto mensal para manter um mesmo consumo de água. (Seidl & Steffens 2000), por sua vez, indicaram que AUs do Pantanal da Nhecolândia, no estado de Mato Grosso do Sul, teriam um valor de serviços ecossistêmicos anual médio próximo de 12 bilhões de dólares, podendo chegar a 31 bilhões quando considerado apenas o período de águas altas. Apesar de revisões sobre serviços ecossistêmicos de AUs em geral (p. ex. Ghermandi *et al.* 2010) mostrarem que os valores estimados desses serviços variam enormemente entre os diferentes tipos de AUs, é consenso que as AUs podem exceder a valoração dada a ecossistemas terrestres (de Groot *et al.* 2012, Ramsar Convention on Wetlands 2018).

Atualmente, também cresce o conhecimento de que diferentes condições hidrológicas (p. ex. águas altas/baixas) podem prestar serviços ecossistêmicos distintos (Hansson *et al.* 2005, Maltby & Acreman 2011), trazendo uma maior preocupação com o *trade off* entre serviços prestados por ambientes naturais e modificados (Maltby & Acreman 2011). Todavia, é importante ressaltar que AUs modificadas podem não prestar os mesmos serviços ecossistêmicos que as AUs originais (Moreno-Mateos *et al.* 2012).

Apesar da reconhecida importância das AUs para biodiversidade, faz-se necessário também chamar atenção para a falta de conexão entre os estudos realizados com biodiversidade, serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano. Pires *et al.* (2018) em uma revisão sistemática, reiteram que, globalmente, pesquisas sobre biodiversidade e serviços ecossistêmicos ainda estão um pouco distantes do diálogo com a questão do ‘bem-estar humano’. Esse distanciamento prejudica a tomada de decisões em prol da valoração de *hotspots* da biodiversidade e seus respectivos serviços ecossistêmicos e o desenvolvimento de políticas de sustentabilidade ambiental.

Ameaças às pequenas AUs

Apesar de prestar uma variedade de serviços ecossistêmicos, incluindo alguns de relevante valor econômico (como por exemplo, potencial de captação de água e potencialidade de extração de recursos pesqueiros), as AUs estão entre os ambientes mais modificados pela ação antrópica. A degradação das AUs no mundo se intensificou desde o século XIX até o presente (Gimmi *et al.* 2011, Šantrůčková *et al.* 2017). No caso específico de pequenas AUs, em sua maioria de inundação temporária, ainda predomina uma visão da comunidade não acadêmica de que sua área de ocupação representa um “espaço vazio” do ecossistema terrestre. Além disso, associa-se muitas vezes a fase aquática a um ambiente para propagação de espécies “indesejadas” (p. ex. mosquitos), especialmente quando elas se localizam no perímetro urbano. Sendo assim, o avanço dos espaços urbanos, bem como a degradação das áreas naturais e seu entorno são uma crítica ameaça que têm levado à supressão sistemática das pequenas AUs, sem muita preocupação com as consequências ecológicas dessa ação.

Uma das principais causas de degradação de AUs em geral são alterações no uso da terra, ou seja, a transformação de uma área de vegetação nativa para outro tipo de uso. Em muitos casos, a conversão da terra se dá para uso agrícola. Im *et al.* (2017) descreveram como se dá o processo de destruição de AUs para a agricultura na Coréia do Sul: primeiro, a área é convertida para uso agrícola. Com o uso agrícola, surge a necessidade de obras (barragens, drenagens, entre outras) para controlar as inundações que poderiam danificar as plantações. Por último, constroem-se residências e outros tipos de infraestrutura, como as estradas que frequentemente atravessam as AUs, fragmentando-as. Por outro lado, como a agricultura também precisa das AUs para irrigação, podem ainda surgir conflitos pelo uso da água, o que evidencia a necessidade de técnicas racionais e adaptativas de manejo (Zou *et al.* 2018).

Outra forma de alteração no uso da terra que impacta as AUs em geral é a urbanização (Kentula *et al.* 2004, Mao *et al.* 2018), parcialmente antecipada acima. Quando uma área rural é transformada em área urbana, as já impactadas AUs são ainda mais modificadas. Algumas AUs sofrem alterações drásticas, outras são completamente destruídas (drenadas ou aterradas), mas outras AUs artificiais também podem ser criadas como parte do planejamento urbano (Burgin *et al.* 2016). A rápida urbanização que acontece em alguns lugares em desenvolvimento também pode levar à fragmentação e à degradação das bordas das AUs, com consequências para a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos prestados por elas (Laurance *et al.* 2012).

Como relatado anteriormente, AUs desempenham um papel importante no ciclo do carbono, mas ao mesmo tempo enfrentam muitos desafios relacionados às mudanças climáticas globais (Moomaw *et al.* 2018). A maioria dos estudos de impactos sobre AUs relacionados às mudanças climáticas concentram-se em AUs de médio e grande porte ou não especifica claramente o seu tamanho. De forma geral, as pequenas AUs sofrem mais com os efeitos do aquecimento global devido à sua principal característica: a pequena área. Em AUs temporárias, as mudanças climáticas aumentam a duração da fase seca e diminuem a duração da fase aquática o que pode resultar na redução em área ou completo desaparecimento das pequenas AUs. Os efeitos negativos da perda de área sobre a biodiversidade em pequenas AUs são maiores do que a perda de uma área equivalente em uma AU de maior tamanho (Deane *et al.* 2017). Além disso, com a redução da fase aquática, os organismos adaptados a esses ambientes têm menos tempo para completar o seu ciclo de vida e se reproduzir, o que pode levar ao colapso populacional (Pinceel *et al.* 2018). Dada a singularidade desses ambientes (como referido nas seções anteriores) e o atual cenário de ameaças, a definição de estratégias de manejo, gestão e proteção dessas áreas no Brasil é urgente e necessária.

Gestão, manejo e proteção das pequenas AUs brasileiras

Há 116 termos locais relacionados a AUs na legislação brasileira federal e estadual (Maltchik *et al.* 2017). Pela primeira vez, em 2012, no Novo Código Florestal (Lei 12.651 de 25 de março de 2012), o termo “áreas úmidas” foi inserido em uma lei federal no Brasil. Apesar de retrocessos claros no conjunto da lei, tal inserção pode significar um passo importante para a proteção desses ambientes. Um termo genérico tem assim o papel de representar todos os tipos de AUs em todo o Brasil, com todas as possíveis denominações, tornando redundantes a maioria dos termos regionais de AUs usados em diversas situações na legislação brasileira. O avanço estaria relacionado ao fato que todos os diferentes tipos de AUs brasileiras são representados pelo mesmo termo, então todos eles seriam protegidos por lei (Maltchik *et al.*, 2017). Contudo, é importante considerar que embora a lei mencione a definição de AUs, ao longo da mesma, as AUs não voltam a ser mencionadas, exemplificadas ou de alguma forma abordadas, trazendo maior clareza e orientação sobre o tema. No tocante

às pequenas AUs, ao contrário, é flagrante a situação de maior exposição e desproteção das mesmas (Grasel *et al.* 2019).

A responsabilidade jurídica das AUs brasileiras envolve a participação de um grande arranjo institucional com atribuições sobrepostas e pouco transparentes na sua gestão (Junk *et al.* 2015). Para resolver esse entrave, é necessário que haja a junção da legislação atual em um único documento e designação dos responsáveis diretos para regulamentar as atividades de gestão. A competência jurídica na proteção de AUs é de responsabilidade da União (e em alguns casos dos Estados) no que compete o âmbito da preservação da natureza e gestão da água e recursos hídricos, mesmo não havendo uma definição do termo no Código das Águas (Lei 9.433/97). Através das dezenas de programas nacionais, que envolvem as AUs, como: Políticas Nacionais, Planos Nacionais e Códigos, são observadas no “Relatório Nacional sobre a Implementação da Convenção de Ramsar sobre Áreas Úmidas” (Brasil 2011) divergências em relação ao contexto legal e a responsabilidade do governo (Junk *et al.* 2015). Em 2018, o Relatório Nacional para 13ª Reunião da Conferência das Partes Contratantes da Convenção Ramsar sobre AUs (COP13) (Brasil 2018) apresentou informações mais realistas em concordância com as críticas de Junk *et al.* (2015).

A COP13, que ocorreu em outubro de 2018, adotou resolução especificamente voltada para a conservação e gestão de pequenas AUs (COP13 2018). Esse documento expõe a ausência de inventários, que são importantes para a compreensão da dinâmica, distribuição, conectividade desses ambientes no mundo. E também reconhece a sua extrema vulnerabilidade a mudanças climáticas, sua importância no ciclo hidrológico e como refúgio para espécies endêmicas de anfíbios e peixes, e espécies reprodutivas. Além de citar que os serviços ecossistêmicos de pequenas AUs podem ser equivalentes, muitas vezes, aos ambientes de maior tamanho. A sua presença junto a cidades e vilas é designada como um importante patrimônio paisagístico e sua conservação e gestão contribuem para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Às partes contratantes da Convenção, alguns direcionamentos foram indicados como: a promulgação de políticas nacionais e regionais; a inclusão na Lista de AUs de Importância Internacional; a produção de inventários baseados cientificamente; a conscientização de tomadores de decisão e a população em geral através de atividades de comunicação e educação; o fomento do uso inteligente desses ambientes para o desenvolvimento sustentável; e a divulgação do *status* de pequenas AUs no território.

Desafios e Considerações Finais

São inúmeros os desafios relacionados à gestão e conservação das pequenas AUs, e dentre esses podemos ressaltar que os mais importantes são os seguintes:

- a. Mudança de modelo de Gestão: A gestão correta das pequenas AUs requer uma mudança no principal pressuposto que norteia a proteção ambiental em geral. Com frequência um determinado montante de área é buscado de forma generalizada como meta de intervenção visando à proteção. Em se tratando de pequenas AUs é mais adequado que este paradigma contemple um maior número de áreas e sua diversidade ao invés de uma extensão de área tão somente, o que com frequência é alcançado por um número reduzido áreas, porém de grande extensão individual. Nesta mudança de paradigma seria desejável desenvolver estratégias para promover um maior protagonismo dos atores privados na gestão das pequenas AUs que por suas dimensões normalmente estão compreendidas em propriedades privadas e cujo desafio de gestão provavelmente estão ao alcance dos proprietários das áreas.
- b. Abordagem da Matriz Ambiental: A gestão das pequenas AUs necessita uma abordagem mais ampla que ultrapasse os limites geográficos de cada sistema

individual, comumente reduzidos, e se volte para o entendimento da matriz ambiental como um todo e seus aspectos ecológicos, econômicos e sociais. Neste sentido seria adequado lançar mão dos avanços teóricos e metodológicos propostos pela abordagem dos sistemas sócio-ecológicos que permite reconhecer sistemas complexos e adaptativos delimitados por fronteiras espaciais ou funcionais envolvendo ecossistemas particulares seus atores e instituições associadas.

- c. Aumento da Consciência da Importância das pequenas AUs: É preciso um esforço intensificado em todos os níveis (nacional, regional e local) para promover a consciência dos benefícios e serviços prestados pelas pequenas AUs que seja capaz de suplantar a generalizada e errônea percepção da população de que AUs são áreas insalubres, desagradáveis e inúteis.
- d. Compromisso Governamental: Os governos precisam demonstrar compromisso em apoiar técnica e financeiramente o manejo efetivo das pequenas AUs, o que não necessita maiores justificativas, sendo o Brasil signatário da Convenção de Ramsar.
- e. Política Nacional de AUs: Considerando a extensão, importância e riscos iminentes é mais do que urgente que o país desenvolva e consolide uma política nacional para as AUs que urgentemente venha nortear todas as ações direcionadas a estes ambientes, notadamente os menores, que são mais frágeis ecologicamente e mais ameaçados praticamente por não estarem protegidos por uma legislação.
- f. Potencializar o Efeito Manchas: Pequenas AUs são manchas reduzidas, porém de desproporcional importância ambiental na paisagem, cuja principal importância está nesta intrínseca característica estrutural que precisa ser potencializada através de um adequado manejo do uso da água, do solo e do próprio espaço, algo que ultrapassa os limites estritos destes ambientes.

Como considerações finais cabe ressaltar que pequenas AUs são fáceis de serem destruídas pela baixa resistência que apresentam a intervenções de qualquer monta e estranhas às condições naturais de sua evolução. O fato de apresentarem, em muitos casos, uma fase seca agrava as possibilidades de agressões, uma vez que podem não ser reconhecidas como sistemas em si, ou por ensejar outros variados usos para aquele determinado espaço. Esta condição põe em evidência a necessidade de inventariar extensivamente esses sistemas, inicialmente em escala local e das bacias hidrográficas, condição na qual já teríamos mecanismos de gestão em construção junto aos comitês das bacias. Ainda podem contribuir com os inventários, investimentos em busca do desenvolvimento e adaptação de metodologias para avaliações rápidas e também poderíamos lançar mão de estratégias de envolvimento da sociedade neste processo de coleta de informações, já que iniciativas de ciência cidadã, baseadas na participação informada, consciente e voluntária dos cidadãos para gerar grandes quantidades de dados têm se mostrado viáveis em muitas situações pelo mundo afora.

Agradecimentos

Aos órgãos de fomento Conselho Nacional de Pesquisa -CNPq (processos n^{os}: 422024/2016 e PQ 306105/2014-4) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro – FAPERJ (CNE 234059/2017). À Vale S.A. pelo fomento de pesquisas na FLONA de Carajás, no âmbito de Convênio de Cooperação Técnica e Científica com a UFRJ.

Referências

- Acharya G (2000) The values of wetlands : Landscape and institutional approaches to valuing the hidden hydrological services of wetland ecosystems. 35: 63–74.
- Aguilar A, Maeda-Martínez AM, Murugan G, Obregón-Barboza H, Christopher Rogers D, McClintock K, & Krumm JL (2017) High intraspecific genetic divergence in the versatile fairy shrimp *Branchinecta lindahli* with a comment on cryptic species in the genus *Branchinecta* (Crustacea: Anostraca). *Hydrobiologia* 801(1): 59–69. <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3283-3>

- Aselmann I & Crutzen PJ (1989) Global distribution of natural freshwater wetlands and rice paddies, their net primary productivity, seasonality and possible methane emissions. *Journal of Atmospheric Chemistry* 8(4): 307–358. <https://doi.org/10.1007/BF00052709>
- Barbosa JE, Medeiros ESF, Brasil J, Cordeiro R da S, Crispim MCB & Silva, GHG (2012) Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia* 24(1): 103–118. <https://doi.org/10.1590/S2179-975X2012005000030>
- Biggs, J, von Fumetti, S, & Kelly-Quinn, M (2017) The importance of small water bodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia* 793(1): 3–39. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3007-0>
- Blackwell MSA, Pilgrim ES, Blackwell MSA & Pilgrim, ES (2011) Ecosystem services delivered by small-scale wetlands Ecosystem services delivered by small-scale wetlands. 6667. <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.630317>
- Blaustein L & Schwartz SS (2001) Why Study Ecology in Temporary Pools? *Israel Journal of Zoology* 47(4): 303–312. <https://doi.org/10.1560/CKMU-Q2PM-HTGC-P9C8>
- Boven L, Vanschoenwinkel B, De Roeck ER, Hulsmans A & Brendonck L (2008) Diversity and distribution of large branchiopods in Kiskunság (Hungary) in relation to local habitat and spatial factors: implications for their conservation. *Marine and Freshwater Research*, 59(10): 940-950.
- Brasil (2011) Relatório Nacional sobre a Implementação da Convenção de Ramsar sobre Áreas Úmidas., MMA (2011). Retrieved from <https://www.ramsar.org/es/nuevas/brasil-designa-tres-sitios-ramsa>
- Brasil (2018) National Reports to be submitted to the 13th Meeting of the Conference of the Contracting Parties. 1–113.
- Burgin S, Franklin MJM & Hull L (2016) Wetland Loss in the Transition to Urbanisation: a Case Study from Western Sydney, Australia. *Wetlands* 36(6): 985–994. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0813-0>
- Calhoun AJK, Mushet DM, Bell KP, Boix D, Fitzsimons, JA, & Isselin-Nondedeu, F (2017) Temporary wetlands: challenges and solutions to conserving a “disappearing” ecosystem. *Biological Conservation* 211: 3–11. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.024>
- COP13, 13th Meeting of the Conference of the Contracting Parties to the Ramsar Convention on Wetlands (2018) Draft resolution on conservation and management of small wetlands. (October): 13–14.
- Costanza R, d’Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, van den Belt, M (1997) The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature*.
- Davidson NC, & Finlayson CM (2018) Extent, regional distribution and changes in area of different classes of wetland. *Marine and Freshwater Research* 69(10): 1525–1533. <https://doi.org/10.1071/MF17377>
- Davidson NC, Fluet-Chouinard E, & Finlayson CM (2018) Global extent and distribution of wetlands: Trends and issues. *Marine and Freshwater Research* 69(4): 620–627. <https://doi.org/10.1071/MF17019>
- de Groot R, Brander L, van der Ploeg S, Costanza R, Bernard F, Braat, L, van Beukering P (2012) Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1(1): 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005>
- de Macedo-Soares PHM, Petry AC, Farjalla VF, & Caramaschi EP (2010) Hydrological connectivity in coastal inland systems: Lessons from a Neotropical fish metacommunity. *Ecology of Freshwater Fish* 19(1): 7–18. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2009.00384.x>
- Deane DC, Fordham DA, He F & Bradshaw CJA (2017) Future extinction risk of wetland plants is higher from individual patch loss than total area reduction. *Biological Conservation* 209: 27–33. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.005>
- Dodson SI, & Frey DG (2001) Ecology and systematics of North American freshwater invertebrates. In J. H. Thorp & A. P. Covich (Eds.), *Ecology and systematics of North American freshwater invertebrates*. San Diego, CA: Academic Press.
- Downing, JA (2010) Emerging global role of small lakes and ponds: Little things mean a lot. *Limnetica* 29(1): 9–24. <https://doi.org/10.4103/0019-5359.100336>
- Fonseca BM, de Mendonça-Galvão L, Sousa FDR, Elmoor-Loureiro LMA, Gomes-e-Souza MB, Pinto RL de Jesus Lima E (2018) Biodiversity in Pristine Wetlands of Central Brazil: a Multi-Taxonomic Approach. *Wetlands* 38(1): 145–156. <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0964-7>
- Gallego-Fernández J., García-Mora M., & García-novo F (1999) Small wetlands lost: A biological conservation hazard in Mediterranean landscapes. *Environmental Conservation* 26(3): 190–199.
- Ghermandi A, Van Den Bergh JCJM, Brander LM, De Groot HLF, & Nunes, (2010) Values of natural and human-made wetlands: A meta-analysis. *Water Resources Research* 46(12): 1–12. <https://doi.org/10.1029/2010WR009071>
- Gibbs JP (1993) School of Forestry and Environmental Studies Yale University 205 Prospect St. New Haven, C T 06511. *Wetlands* 13(1): 25–31.
- Gimmi U, Lachat, T & Bürgi M (2011) Reconstructing the collapse of wetland networks in the Swiss lowlands

- 1850-2000. *Landscape Ecology* 26(8): 1071–1083. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9633-z>
- Gomes CS, & Junior APM (2017) Conceptual framework on wetlands in Brazil: challenges and expert opinions. *Bol. Goia. Geogr. (Online)* 37(3): 484–505.
- Grasel D, Fearnside PM, Vitule JRS, Bozelli RL, Mormul RP, Rodrigues RR, Wittmann F, Agostinho AA, Jarenkow JA (2019) Brazilian wetlands on the brink. *Biodiversity and Conservation* 28(1):255–257. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1666-z>
- Hansson LA, Brönmark C, Nilsson PA, & Åbjörnsson K (2005) Conflicting demands on wetland ecosystem services: Nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology* 50(4): 705–714. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01352.x>
- Holgerson MA (2015) Drivers of carbon dioxide and methane supersaturation in small, temporary ponds. *Biogeochemistry* 124(1–3): 305–318. <https://doi.org/10.1007/s10533-015-0099-y>
- Horváth Z, Vad CF, Vörös L, & Boros E (2013) Distribution and conservation status of fairy shrimps (Crustacea: Anostraca) in the astatic soda pans of the Carpathian basin: The role of local and spatial factors. *Journal of Limnology* 72(1): 103–116. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2013.e9>
- Hunter ML, Acuña V, Bauer DM, Bell KP, Calhoun AJK, Felipe-Lucia MR, Poschold P (2017) Conserving small natural features with large ecological roles: A synthetic overview. *Biological Conservation* 211: 88–95. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.020>
- Im RY, Kim JY, Joo GJ, & Do Y (2017) Process of wetland loss in the lower nakdong river, South Korea. *Applied Ecology and Environmental Research* 15(1): 69–78. https://doi.org/10.15666/aer/1501_069078
- Junk WJ, An S, Finlayson CM, Gopal B, Kvě J, Mitchell SA, Robarts RD (2013) Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: A synthesis. *Aquatic Sciences* 75(1): 151–167. <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z>
- Junk WJ, Cunha CN da, & Piedade MTF (2015) Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats (Universidade Federal de Mato Grosso, Ed.). Cuiabá - MT. Retrieved from <http://cppantanal.org.br/wp-content/uploads/2017/04/E-book-Classificacao-e-Delineamento-das-AUs.pdf>
- Junk WJ, Piedade MTF, Lourival R, Wittmann F, Kandus P, Lacerda LD, Agostinho AA (2014) Brazilian wetlands: Their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24(1): 5–22. <https://doi.org/10.1002/aqc.2386>
- Kentula M, Gwin S, & Pierson S (2004) Tracking changes in wetlands with urbanization: Sixteen years of experience in Portland, Oregon, USA. *Wetlands* 24(4): 734–743. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2004\)024\[0734:TCIWWU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2004)024[0734:TCIWWU]2.0.CO;2)
- Laurance SGW, Baider C, Vincent Florens FB, Ramrekha S, Sevathian JC, & Hammond DS (2012) Drivers of wetland disturbance and biodiversity impacts on a tropical oceanic island. *Biological Conservation* 149(1): 136–142. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.12.015>
- Lehner B, & Doll P (2004) Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands. *Journal of Hydrology* 296(1–4): 1–22. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.03.028>
- Lopes PM, Bozelli R, Bini LM, Santangelo JM, & Declerck SAJ (2016) Contributions of airborne dispersal and dormant propagule recruitment to the assembly of rotifer and crustacean zooplankton communities in temporary ponds. *Freshwater Biology* 61(5): 658–669. <https://doi.org/10.1111/fwb.12735>
- Maltby E, & Acreman MC (2011) Ecosystem services of wetlands: pathfinder for a new paradigm. *Hydrological Sciences Journal* 56(8): 1341–1359. <https://doi.org/10.1080/02626667.2011.631014>
- Maltchik L, Caleffi V, Stenert C, Batzer DP, Piedade MTF & Junk, WJ (2017) Legislation for wetland conservation in Brazil: Are existing terms and definitions sufficient? *Environmental Conservation* 42(7): 1–5. <https://doi.org/10.1017/S0376892917000522>
- Maltchik L, Rolon A, & Stenert C (2010) Aquatic macrophyte and macroinvertebrate diversity and conservation in wetlands of the Sinos River basin. *Brazilian Journal of Biology* 70(4): 1179–1184. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842010000600007>
- Mao D, Song K, Wu J, & Wang, Z (2018) China's wetlands loss to urban expansion. (November 2016): 2644–2657. <https://doi.org/10.1002/ldr.2939>
- Millenium Ecosystem Assessment (2005) Ecosystems and human well-being: wetlands and water. New York: World Resources Intitute.
- Moomaw WR, Chmura GL, Davies GT, Finlayson CM, Middleton BA, Natalli SM, Sutton-Grier AE (2018) Wetlands In a Changing Climate: Science, Policy and Management. *Wetlands* 38(2): 183–205. <https://doi.org/10.1007/s13157-018-1023-8>
- Moreira LFB, Machado IF, Lace ARGM, & Maltchik L (2008) Anuran amphibians dynamics in an intermittent pond in southern Brazil. *Acta Limnologica Brasileira* 20(3): 205–212.
- Moreno-Mateos D, Power ME, Comín FA, & Yockteng R (2012) Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biology* 10(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001247>

- Pattison-Williams JK, Pomeroy JW, Badiou P, & Gabor S (2018) Wetlands, Flood Control and Ecosystem Services in the Smith Creek Drainage Basin: A Case Study in Saskatchewan, Canada. *Ecological Economics* 147(December 2017): 36–47. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.12.026>
- Pinceel T, Buschke F, Weckx M, Brendonck L, & Vanschoenwinkel B (2018) Climate change jeopardizes the persistence of freshwater zooplankton by reducing both habitat suitability and demographic resilience. *BMC Ecology* 18(2): 9. <https://doi.org/10.1186/s12898-018-0158-z>
- Pires APF, Amaral AG, Padgurschi MCG, Joly C, & Scarano FR (2018) Biodiversity research still falls short of creating links with ecosystem services and human well-being in a global hotspot. *Ecosystem Services* 34: 68–73.
- RAMSAR (1971) Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat. 91(2): 1–6.
- Ramsar Convention on Wetlands (2018) State of the World's Wetlands and their Services to People. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- Ramsar Convention Secretariat (1980) Recommendation 1.5: [national wetland inventories]. Retrieved from https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/key_rec_1.05e.pdf
- Ramsar Convention Secretariat (1999) Resolution VII.20. Priorities for wetland inventory. Retrieved from https://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/%0Alibrary/key_res_vii.20e.pdf
- Rogers DC (2013) Anostraca Catalogus (Crustacea: Branchiopoda). *Raffles Bulletin of Zoology*, 61(2).
- Rogers DC & Ferreira A (2007) A new species of Branchinecta (Crustacea: Anostraca) from Brasil. *Zootaxa*, 1445(1), 27–34.
- Rubbo MJ, Cole JJ, & Kiesecker JM (2006) Terrestrial subsidies of organic carbon support net ecosystem production in temporary forest ponds: Evidence from an ecosystem experiment. *Ecosystems* 9(7): 1170–1176. <https://doi.org/10.1007/s10021-005-0009-6>
- Šantrůčková M, Demková K, Weber M, Lipský Z, & Dostálek J (2017) Long-term changes in water areas and wetlands in an intensively farmed landscape: A case study from the Czech Republic. *European Countryside* 9(1): 132–144. <https://doi.org/10.1515/euco-2017-0008>
- Scheffer M, Zimmer K, Jeppesen E, Butler MG, Alle OW, Sciences B, Meester, L De (2006) Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112(1): 227–231. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14145.x>
- Seidl AF, & Steffens A (2000) Global valuation of ecosystem services : application to the. *Ecological Economics* 33: 1–6. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00146-9](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00146-9)
- Semeniuk CA, & Semeniuk V (2011) A comprehensive classification of inland wetlands of Western Australia using the geomorphic-hydrologic approach. *Journal of the Royal Society of Western Australia* 94(3): 449–464.
- Setubal RB, Bozelli RL, Petry AC, Dario F Di, Martins T, Cortat B, Mormul, RP (2016) Uma poça de diversidade. *Ciência Hoje* 56: 34–37.
- Shaw, SP, & Fredine, CG (1956) Wetlands of the united states: their extent and their value to waterfowl and other wildlife. Fish and wildlife service. United States Department of the interior 1374–1397. <https://doi.org/Huntington, Reference, Z1231.A6 D7 v1-2>
- Uuemaa E, Palliser CC, Hughes AO, & Tanner CC (2018) Effectiveness of a natural headwaterwetland for reducing agricultural nitrogen loads. *Water (Switzerland)* 10(3): 1–17. <https://doi.org/10.3390/w10030287>
- Whitmire SL, & Hamilton SK (2005) Rapid Removal of Nitrate and Sulfate in Freshwater Wetland Sediments. *Journal of Environment Quality* 34(6): 2062. <https://doi.org/10.2134/jeq2004.0483>
- Williams P, Whitfield M, Biggs J, Brayb S, Fox G, Nicolet P, & Sear D (2003) Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115: 329–341.
- Zou Y Duan X Jiang M, Yu X, Xue Z, Mingju E, & Lu X (2018) Water use conflict between wetland and agriculture. 224(July): 140–146. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.052>

Revisor: Dr. Hélio Ricardo da Silva
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro