



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
MESTRADO PROFISSIONAL EM ECOLOGIA APLICADA À GESTÃO
AMBIENTAL**

ELANE BADARÓ COELHO

**Avaliação Funcional de Áreas Verdes Urbanas para Priorização na Gestão
Ambiental: Revisão e Aplicação**

Salvador, Bahia

Novembro/2018



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
MESTRADO PROFISSIONAL EM ECOLOGIA APLICADA À GESTÃO
AMBIENTAL**

ELANE BADARÓ COELHO

**Avaliação Funcional de Áreas Verdes Urbanas para Priorização na Gestão
Ambiental: Revisão e Aplicação**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia Aplicada à Gestão Ambiental.

Orientador: Dr. Gilson Correia de Carvalho

Salvador, Bahia

Novembro/2018

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema Universitário de Bibliotecas (SIBI/UFBA),
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Coelho, Elane Badaró
Avaliação Funcional de Áreas Verdes Urbanas para
Priorização na Gestão Ambiental: Revisão e Aplicação /
Elane Badaró Coelho. -- Salvador, 2018.
90 f.

Orientador: Gilson Correia de Carvalho.
Dissertação (Mestrado - Programa de pós-graduação em
Ecologia) -- Universidade Federal da Bahia,
Universidade Federal do Estado da Bahia, 2018.

1. Índice funcional. 2. Serviços ecossistêmicos. 3.
Gestão ambiental urbana. I. Carvalho, Gilson Correia
de. II. Título.

FOLHA DE APROVAÇÃO



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
Mestrado Profissional em Ecologia aplicada à Gestão
Ambiental

UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA – INSTITUTO DE BIOLOGIA



ATA DA SESSÃO PÚBLICA DO COLEGIADO DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA - INSTITUTO DE BIOLOGIA - UFBA

Título do trabalho de conclusão de curso: **“Avaliação Funcional de Áreas Verdes Urbanas para Priorização na Gestão Ambiental: Revisão e Aplicação”**

Mestrando: **Elane Badaró Coelho**

Orientador: **Dr. Gilson Correia de Carvalho**

De acordo com o regimento geral da UFBA e com o regimento interno deste programa de pós-graduação, foram iniciados os trabalhos da Comissão Examinadora, composta pelo Dr. Gilson Correia de Carvalho (Presidente), Dra. Elaine Cristina Cambuí Barbosa e o Dr. Dary Moreira Gonçalves Rigueira, às 14:00 hrs do dia 18 de Dezembro de 2018. A mestranda fez a apresentação oral do trabalho de conclusão de curso durante 34 minutos. Após o encerramento das arguições, às 16:50 horas, a Comissão Examinadora pronunciou-se pela sua aprovação, conforme parecer em anexo. Esta Ata será assinada pelos membros da Comissão Examinadora e deste Colegiado de curso, para compor o processo de emissão do diploma.

Salvador, 18 de Dezembro de 2018.

COMISSÃO EXAMINADORA

Membro: Dr. Gilson Correia de Carvalho
Universidade Federal da Bahia

Membro: Dra. Elaine Cristina Cambuí Barbosa
Universidade Federal da Bahia

Membro: Dr. Dary Moreira Gonçalves Rigueira
INEMA

Aos que compreenderam minha ausência, meus excessos, meus medos, minha ansiedade. E mesmo assim, estiveram sempre ao meu lado.

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço à Deus, aos seres de luz, às forças da natureza e a tudo e a todos que de algum modo iluminam nossas mentes, trazem paz espiritual e fazem crer.

Agradeço à minha mãe, sempre presente, atenta, companheira, aguentando minhas bagunças, meus choros, minhas ansiedades, meus nervosismos...

Agradeço ao meu namorado, companheiro deste e de muitos outros momentos que vivemos e viveremos, sempre confiante de que eu era a pessoa mais capacitada, competente e que essa era só mais uma etapa a ser “facilmente” vencida.

Agradeço às minhas Lulus do MP: Aparecida, Jamile e Silvana. Estas companheiras de caminhada, que transformaram esta intensa e dura jornada em algo mais leve, alegre e prazeroso.

Aos meus amigos, agradeço por entenderem os muitos “não posso”, “estou escrevendo”, “tenho prazo”. E por me alegrarem nos momentos de encontro e trazerem um conforto especial.

Aos meus familiares, que entenderam minha luta e apoiaram desde o início.

Aos meus recentes, mas já especiais, amigos do curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, que aguentaram meus desesperos na aula, apoiaram nos trabalhos (inclusive nos que não consegui contribuir como deveria) e alegravam minhas manhãs.

Ao meu orientador, que esteve ao meu lado, com críticas sempre construtivas, auxiliando na construção do código e dedicando um pouco do seu tempo ao meu crescimento.

Agradeço à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) pelo financiamento do projeto sob a forma da concessão de bolsa de mestrado.

Enfim, agradeço a todos vocês que permitiram que eu nunca perdesse a confiança e me fizeram acreditar que tudo é possível. Meu muito obrigada!

TEXTO DE DIVULGAÇÃO

Este trabalho tem como objeto central as áreas verdes urbanas e os benefícios que a população obtém delas – os chamados serviços ecossistêmicos. Composto por dois capítulos, este trabalho desenvolveu uma revisão bibliográfica sobre índices que utilizam os serviços ecossistêmicos em sua composição e propôs a criação de um índice funcional sobre o tema. O Capítulo 1 debruçou-se sobre a literatura existente acerca do tema de índices funcionais para áreas verdes urbanas, realizando uma revisão bibliográfica. Foi possível identificar que os serviços ecossistêmicos são a principal maneira de avaliar uma área verde urbana, em relação à qualidade daquela área. Como resultado da revisão, obteve-se oito serviços ecossistêmicos mais relevantes para compor um índice funcional: fornecimento de água, refúgio, recreação, controle de erosão, regulação climática, regulação da água, sequestro de carbono e retenção de sedimentos/poeira. No Capítulo 2, de posse desta lista de serviços ecossistêmicos relevantes, foi proposto um índice funcional, compilado a partir do método do Gráfico de Radar, utilizando o software R-3.5.1. O método foi desenvolvido em dois níveis: primeiro para criar um sub-índice, referente à cada serviço ecossistêmico; e o segundo nível, em que cada serviço ecossistêmico previamente calculado serviu de indicador para o índice funcional em si. Espera-se que o índice proposto possa ser aplicado na gestão ambiental, de modo a auxiliar no planejamento da conservação e/ou preservação de áreas verdes urbanas. A utilização desta ferramenta para o planejamento ambiental poderá melhorar a qualidade de vida e bem-estar da população, a partir da melhor gestão das áreas em questão.

RESUMO

Diversos estudos evidenciam a importância das áreas verdes existentes em zonas urbanas para a qualidade de vida das populações que residem nestas regiões. Diante de tal relevância, este trabalho tem como objetivo principal a criação de um índice funcional que avalie as áreas verdes urbanas a partir da prestação de serviços ecossistêmicos. O Capítulo 1 traz uma revisão bibliográfica sobre o tema, avaliando artigos que já propuseram índices semelhantes. Como resultado, obteve-se os serviços ecossistêmicos que se comportaram como indicador para o índice funcional proposto. No Capítulo 2, o índice funcional é elaborado em si. Utilizando o software R – 3.5.1, é possível executar os códigos criados e fazer a compilação dos indicadores usando o método do gráfico de radar. Apesar de possuir limitações, o índice funcional proposto atende ao seu objetivo principal, sendo uma ferramenta para identificação de áreas prioritárias para gestão ambiental.

Palavras-Chave: área verde urbana; serviço ecossistêmico; índice funcional; gestão ambiental.

ABSTRACT

Several studies highlight the importance of green areas in urban areas for the quality of life of the populations living in these regions. Faced with such relevance, this document has as main objective the production of a functional index that evaluates the urban green areas from the provision of ecosystem services. Chapter 1 provides a bibliographical review on the subject, evaluating articles that have already proposed similar indexes. As a result, we obtained the ecosystem services that behaved as indicators for the proposed functional index. In Chapter 2, the functional index is elaborated in itself. Using R - 3.5.1 software, it is possible to execute the created codes and compile the indicators using the radar chart method. Despite its frailties, the proposed functional index meets its main objective, being a tool to identify priority areas for environmental management.

Keywords: green urban area; ecosystem service; functional index; environmental management.

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 01: Distribuição dos serviços ecossistêmicos nos artigos analisados na revisão bibliográfica	22
Tabela 02: Serviços ecossistêmicos relevantes selecionados para indicadores	26

CAPÍTULO 2

Tabela 01: Fórmulas de normatização	45
Tabela 02: Resumo das medidas e padronizações aplicadas	47
Tabela 03: Dados dos indicadores para as áreas A1, A2 e A3	57

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 2

Figura 01: Esquemática da estrutura do índice funcional proposto	42
Figura 02: Exemplo de uma área com valores máximos de sub-índices	51
Figura 03: Dados dos indicadores importados para o programa R-3.5.1	57
Figura 04: Dados dos indicadores padronizados após aplicação do código do Anexo 02	59
Figura 05: Gráfico do serviço ecossistêmico Fornecimento de água	60
Figura 06: Gráfico do serviço ecossistêmico Refúgio	60
Figura 07: Gráfico do serviço ecossistêmico Recreação	60
Figura 08: Gráfico do serviço ecossistêmico Controle de erosão	61
Figura 09: Gráfico do serviço ecossistêmico Regulação climática	61
Figura 10: Gráfico do serviço ecossistêmico Regulação da água	61
Figura 11: Gráfico do serviço ecossistêmico Regulação da água	62
Figura 12: Gráfico do serviço ecossistêmico Retenção de poeira	62
Figura 13: Dados dos sub-índices padronizados após execução do código disponível no Anexo 04	62
Figura 14: Gráficos de radar correspondentes ao índice funcional de cada área em análise, após a execução do código disponível no Anexo 05	63
Figura 15: Índice funcional – valores finais padronizados	63
Figura 16: Classificação do Índice funcional	63

LISTA DE ABREVIATURAS

CAPÍTULO 1

IPBES – Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (Plataforma Intergovernamental de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos)

NCP – Nature’s Contributions to People (Contribuições da Natureza para as Pessoas)

O₃ – Ozônio

PM₁₀ – Material particulado

SO₂ – Dióxido de enxofre

TESI8 – Índice de Serviços Ecossistêmicos Totais

CAPÍTULO 2

ERS – Índice de Relação de Serviços Ecossistêmicos

ESEI – Índice de Eficiência de Serviços Ecossistêmicos

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

MESSI – Modified Ecosystem Services Status Index (Índice de status de serviços ecossistêmicos modificados)

SSP – Secretaria de Segurança Pública

ÍNDICE

FOLHA DE APROVAÇÃO	II
AGRADECIMENTOS	V
TEXTO DE DIVULGAÇÃO	VI
RESUMO	VII
ABSTRACT	VIII
LISTA DE TABELAS	IX
LISTA DE FIGURAS	X
LISTA DE ABREVIATURAS	XI
ÍNDICE	XII
CAPÍTULO 1	13
1 INTRODUÇÃO	14
2 METODOLOGIA	19
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	21
4 CONCLUSÃO	29
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA – CAPÍTULO 1	30
CAPÍTULO 2	34
1 INTRODUÇÃO	35
2 METODOLOGIA	41
2.1 SELEÇÃO DE INDICADORES UTILIZADOS	41
2.2 ESCALA DAS ÁREAS VERDES AVALIADAS	41
2.3 MEDIÇÃO DOS SUB-ÍNDICES.....	41
2.4 PADRONIZAÇÃO DOS INDICADORES OBTIDOS	44
2.5 MÉTODO DE INTEGRAÇÃO	49
2.6 PADRONIZAÇÃO DOS SUB-ÍNDICES	50
2.7 TRANSFORMAÇÃO DO RESULTADO DO ÍNDICE FUNCIONAL QUANTITATIVO EM UMA ESCALA QUALITATIVA	51
2.8 SIMULAÇÃO DA APLICAÇÃO DO ÍNDICE FUNCIONAL.....	53
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	66
REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA – CAPÍTULO 2	69
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73
MATERIAL SUPLEMENTAR	79

CAPÍTULO 1

Como quantificar serviços ecossistêmicos? Uma revisão sobre índices funcionais.

1 Introdução

A população mundial tem apresentado um elevado crescimento, que está diretamente relacionado à ampliação de áreas urbanizadas, trazendo implicações locais e regionais para os ecossistemas (SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2012). Essa constatação é corroborada por Trombulak et al (2004) ao afirmarem que o homem afeta diretamente o ecossistema tanto pela frequência e intensidade das suas ações como pelo local onde elas são realizadas, além dos impactos antrópicos serem exponencialmente ampliados devido ao aumento populacional.

De acordo com Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2012), o processo de urbanização altera o ecossistema e suas condições para os organismos que o compõem, trazendo novos processos de seleção e adaptação. Segundo o Relatório do Milênio (MEA, 2003) há uma crescente pressão sofrida pelos ecossistemas derivada do aumento populacional, que implica em um acréscimo na demanda dos bens e serviços ofertados pelos ecossistemas. Desses serviços prestados, mais de 60% estão deteriorando ou já foram utilizados em excesso (MACE et al, 2012).

Quando considerada a zona urbana, as chamadas áreas verdes urbanas têm sido constantemente discutidas, face sua importância na dinâmica urbana em amenizar os impactos existentes na cidade, garantindo o bem-estar e, conseqüentemente, a qualidade de vida da população (TAYLOR; HOCHULI, 2017). Todavia, há oferta restrita destas áreas e carência de recursos para consideração das mesmas no planejamento urbano (LOBADA; DE ANGELIS, 2005). Para Caporusso; Matias (2008), existe ainda um desinteresse político na proposição de ferramentas para preservação de áreas verdes urbanas. Embora haja desinteresse, existem garantias legais para a proteção das áreas verdes urbanas (BRASIL, 1988).

Apesar da relevância das áreas verdes urbanas, sua conceituação ainda permanece ambígua, trazendo conflitos de usos e interpretações, acarretando divergências práticas no processo de quantificação e avaliação (TAYLOR; HOCHULI, 2017).

Diferentes termos – como áreas verdes urbanas, espaços/áreas livres, arborização urbana, verde urbano – são frequentemente utilizados como sinônimos, de forma equivocada, para designar a vegetação dentro da área urbana (BARGOS; MATIAS, 2011). Essas contradições conceituais trazem dificuldades tanto no meio científico como na prática, no planejamento e gestão ambiental urbana (TOLEDO; SANTOS, 2008).

De acordo com Bargas; Matias (2011), novas práticas e reflexões relativas ao planejamento urbano têm sido buscadas no Brasil e no mundo, e estes apontam a vegetação intraurbana como um indicador importante da qualidade ambiental urbana, devido às funções prestadas por estas áreas (ecológicas, estéticas e de lazer); e é neste contexto que a vegetação urbana recebe diferentes nomenclaturas que são utilizadas indevidamente como sinônimos.

Taylor; Hochuli (2017) afirmam existirem duas grandes interpretações sobre áreas verdes urbanas: a primeira define áreas verdes urbanas como áreas de vegetação opostas às áreas urbanas, retratando um conceito geral de natureza; na segunda, essas áreas verdes urbanas representam a vegetação intraurbana, incluindo parques, jardins, pátios, florestas urbanas e fazendas, geralmente relacionados com espaços abertos.

Guzzo et al (2006), corrobora com essa segunda interpretação ao afirmar que os espaços livres urbanos são os espaços da cidade onde não há edificação, ou espaços abertos e, dentre as tipologias de espaço livre urbano, àqueles de propriedade pública são denominadas áreas verdes públicas, quando destinados à conservação ambiental e implantação de vegetação.

O novo Código Florestal (Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012), em seu Art. 3º, inciso XX, define área verde urbana como

“espaços, públicos ou privados, com predomínio de vegetação, preferencialmente nativa, natural ou recuperada, previstos no Plano Diretor, nas Leis de Zoneamento Urbano e Uso do Solo do Município, indisponíveis para construção de moradias, destinados aos propósitos de recreação, lazer, melhoria da qualidade ambiental urbana, proteção dos recursos hídricos, manutenção ou melhoria paisagística, proteção de bens e manifestações culturais” (BRASIL, 2012).

Esta definição incorpora os elementos considerados importantes nas definições propostas pelos autores anteriores e integra a ocorrência de áreas verdes aos instrumentos de gestão urbana, sendo, portanto, a utilizada no presente trabalho como definição de áreas verdes urbanas.

As áreas verdes urbanas têm sido alvos de pesquisas acerca dos benefícios que as funções da biodiversidade e dos ecossistemas proporcionam à qualidade de vida em áreas urbanas (TAYLOR; HOCHULI, 2017). Oliveira (1996), Nucci (2008) e Toledo; Santos (2008) apresentam evidências de que a natureza impacta positivamente o bem-estar dos cidadãos urbanos. Dentre essas destaca-se: controle da poluição do ar e da poluição sonora, aumento do conforto ambiental, regulação da umidade do ar, valorização visual, estabilização de superfícies, proteção de nascentes e mananciais, recreação, adequação de áreas para convívio social, valorização visual do ambiente.

Os benefícios, diretos e indiretos, essenciais ao desenvolvimento humano, produzidos pelos ecossistemas, através de seus processos ecológicos, são definidos como serviços ecossistêmicos (MEA, 2003; MACE et al, 2012; GVces, 2016).

Tais serviços estão referidos na Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651/12), em seu art. 41 que afirma que programas de apoio e incentivo à conservação do meio ambiente podem ter como linha de ação o “pagamento ou incentivo a serviços ambientais (ou serviços ecossistêmicos) como remuneração [...] às atividades de conservação e melhoria dos ecossistemas e que gerem serviços ambientais” (BRASIL, 2012).

Os serviços ecossistêmicos incluem os serviços de provisão, de regulação, de suporte e culturais. Os serviços de provisão são os bens que se obtêm do ecossistema, como alimento, água, combustível, fibras e recursos energéticos. Os serviços de regulação são os benefícios obtidos pela regulação dos processos ecossistêmicos, tais como manutenção da qualidade do ar e regulação do clima. Os serviços de suporte, como a formação dos solos e a ciclagem de nutrientes, são aqueles necessários para a produção de todos os outros serviços do ecossistema. Por fim, os serviços culturais são os benefícios não materiais que as pessoas obtêm dos ecossistemas, como valor espiritual, valor religioso, lazer e outros benefícios não materiais (MEA, 2003).

Recentemente, a Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES) propôs o termo Contribuições da Natureza para as Pessoas (Nature's Contribution to People – NCPs), definido como as “contribuições positivas, ou benefícios, e contribuições ocasionalmente negativas, perdas ou malefícios que as pessoas obtêm da natureza” – amplia o termo serviço ecossistêmico ao abarcar conceitos associados a visões de mundo diferentes acerca da relação homem-natureza (PASCUAL et al, 2017).

Segundo os autores, as NCPs são classificadas em três grupos: a) contribuições regulatórias, abordam aspectos funcionais e estruturais de organismos e ecossistemas que alteram as condições ambientais da vida das pessoas e/ou sustentam ou regulam a geração de benefícios materiais e não materiais; b) contribuições materiais, caracterizadas como substâncias, objetos, ou outros elementos da natureza que sustentam a existência física e de infraestrutura fundamentais para a sociedade humana; e c) contribuições não materiais, as quais estão relacionadas às contribuições da natureza para a qualidade de vida em uma dimensão subjetiva ou psicológica individual e/ou coletiva das pessoas (PASCUAL et al, 2017).

Este termo é recente e ainda não é amplamente aceito/utilizado pelos autores. Ainda se questiona a necessidade de um novo termo, visto que o termo serviços ecossistêmicos tem pouco mais de vinte anos e, apesar de ser relativamente complexo seu entendimento, muitos estudos têm sido desenvolvidos na área.

Nas últimas décadas, estudos passaram a incluir aspectos funcionais às avaliações de biodiversidade, além de apenas estima-las, através de medidas funcionais, ou seja, a partir da análise dos serviços ecossistêmicos, visando compreender as relações entre as atividades antrópicas e a biodiversidade (PENA et al, 2017).

Neste novo paradigma, Hong; Guo (2017) afirmam que a pesquisa sobre a função de serviços culturais é pouco estudada, além das avaliações dos serviços ecossistêmicos das áreas verdes se concentram no ambiente natural, e não no urbano. Ao utilizar os índices funcionais na cidade, é possível compreender a relação benéfica entre a biodiversidade e a qualidade de vida da população urbana (KABISCH et al, 2016).

Deste modo, os índices funcionais apresentam-se como uma importante ferramenta de gestão para a conservação das áreas verdes, visto que permitem uma priorização das áreas verdes urbanas quanto a sua manutenção e/ou restauração. O presente estudo pretende realizar uma revisão bibliográfica acerca dos índices funcionais com o objetivo de embasar a proposição de um índice funcional criado a partir da integração de serviços ecossistêmicos, de modo mais completo e menos subjetivo.

2 Metodologia

A determinação de palavras-chave para composição da equação de busca foi realizada através da leitura de trabalhos publicados na área de índices funcionais e áreas verdes urbanas.

A pesquisa de literatura foi feita no Portal de Periódicos CAPES/MEC (disponível em <http://www.periodicos.capes.gov.br/>), com a janela temporal referente ao período entre os anos de 1945 e 2018. Dentre as bases disponíveis, foram escolhidas três de grande reconhecimento científico: Web of Science, Scopus e Science Direct. A equação de busca utilizada foi "green urban area*" AND "ecosystem service*" AND "index. Os resultados obtidos para as três bases utilizadas foram compilados em uma base única.

Foi realizada a leitura dos resumos dos artigos obtidos na base final compilada. A leitura objetivou realizar uma triagem manual visando descartar trabalhos que não estavam diretamente relacionados ao tema em estudo.

Os artigos selecionados na triagem manual foram lidos completamente. Esta etapa visou compreender de que maneira os serviços ecossistêmicos foram abordados nos artigos (análise individual ou em conjunto com outros serviços, através da utilização de índices) como indicadores para determinar a avaliação de uma área verde urbana e quais serviços ecossistêmicos se caracterizam como mais relevantes para esta avaliação.

Após esta análise, foram elencados os serviços ecossistêmicos considerados mais relevantes para a composição de um índice funcional. Os critérios para esta determinação foram: 1) existir, ao menos, um serviço ecossistêmico de cada tipo – provisionamento, suporte, regulação e cultural; 2) maior frequência de citação nos artigos; 3) relevância, avaliada a partir da discussão teórica; e 4) possibilidade de obtenção de dados.

O critério de existência de, no mínimo, um serviço de cada tipo foi o primeiro critério executado. Ao se executar o segundo critério (maior frequência de citação nos artigos), o tipo Suporte de serviço ecossistêmico possuía um total de dois serviços contabilizados. Neste caso, o serviço que possuía maior frequência foi selecionado para compor o índice e seu valor de frequência (três citações) foi o valor mínimo de citações para os demais tipos de serviços ecossistêmicos.

O critério de relevância consolidou as escolhas realizadas a partir do valor de frequência mínimo e o último critério – possibilidade de obtenção de dados – restringiu alguns serviços selecionados pelo fato dos mesmos terem dados que envolve subjetividade (por exemplo, o serviço ecossistêmico Estética, visto que este é um conceito baseado nos gostos e valores pessoais de cada indivíduos; e Efeitos psicológicos, que englobam questões importantes como religiosidade e melhoria da qualidade de vida, todavia sua tabulação depende de valores e crenças pessoais).

3 Resultados e Discussão

A busca bibliográfica recuperou um total de 127 artigos. Desses, 26 foram selecionados para análise após leitura dos resumos, os demais foram descartados em função de não abordarem diretamente o tema pretendido.

Os artigos analisados nessa revisão bibliográfica refletem a importância dos serviços ecossistêmicos para a qualidade de vida da população urbana. Segundo Tsai et al. (2016), estas áreas oferecem uma gama de serviços ecossistêmicos que incluem as contribuições para saúde e bem-estar humano, embora a urbanização induza fragmentação e perda de área. Para Lin; Meyers; Barnett (2015), o crescimento populacional urbano preocupa em função das mudanças no uso da terra, influenciando a infraestrutura verde e provocando a perda de serviços ecossistêmicos, que impactam na qualidade de vida uma vez que a saúde humana e a ambiental se amparam em serviços como regulação climática, filtragem de ar e mitigação de inundações. Dallimer et al. (2014) corroboram ao salientar que, para muitos, as áreas verdes urbanas são o único espaço de encontro com o “mundo natural” e que evidências demonstram que a exposição à natureza reforça o bem-estar humano.

Uma vez que a infraestrutura verde fornece serviços ecossistêmicos essenciais, que sustentam o bem-estar e qualidade de vida da população, a manutenção destes serviços perpassa pela manutenção dessa infraestrutura, sendo cada vez mais reconhecido a necessidade de políticas ambientais urbanas (MAES et al., 2015). Ning; Chambers; Abdollahi (2016) afirmam que compreender a estrutura, função e valor de uma área verde urbana pode promover decisões gerenciais que melhorem a qualidade ambiental e a saúde humana. A perspectiva holística da abordagem ecossistêmica permite uma melhor compreensão da relevância dos ecossistemas urbanos e melhora a eficácia do planejamento e gestão urbana (GUNAWAN; ARMITAGE; JAMES, 2013). Para Yan et al. (2013) avaliar e o monitorar espaços verdes urbanos são de grande valor não apenas para orientar o planejamento urbano, mas também para garantir oportunidades para o engajamento das comunidades e a proposição de melhores práticas.

De acordo com Zawadzka et al. (2017), os serviços ecossistêmicos são cada vez mais aplicados como abordagem no contexto da gestão de recursos ambientais e avaliações de impacto, a partir da análise de cenários alternativos nos quais as mudanças potenciais nos serviços ecossistêmicos são quantificadas; para que as avaliações sejam eficazes, a representação das mudanças na oferta de serviços ecossistêmicos deve ser clara e informativa. Todavia, diversos autores corroboram com Wong et al. (2017) ao afirmar que o desenvolvimento de métodos interdisciplinares para avaliar os serviços ecossistêmicos é prioridade científica, mas com lento progresso, devido principalmente à falta de funções de produção ecológicas para vincular quantitativamente os processos ecológicos e os benefícios humanos.

Dos artigos analisados, 30% (sete artigos) propuseram a criação de índices para avaliação de áreas verdes urbanas utilizando serviços ecossistêmicos como indicadores. Os demais, analisaram serviços ecossistêmicos de forma individual. Dos quatro tipos de serviços existentes, apenas os serviços de regulação (com 60%, ou seja, quinze artigos) e cultural (com 15%, equivalente a quatro artigos) foram abordados nos artigos. A Tabela 1 apresenta os resultados citados anteriormente, tabulados “Análise em índice” àqueles que compõem os artigos que propuseram a criação de índices para avaliação e “Análise individual” àqueles que foram analisados por um artigo de forma isolada.

Tabela 01: Distribuição dos serviços ecossistêmicos nos artigos analisados na revisão bibliográfica.

Tipo	Serviço	Análise em índices	Análise individual	Total
Provisão	Fornecimento de comida	2	-	2
	Fornecimento de água	3	-	3
	Matéria prima	1	-	1
Cultural	Recreação	4	2	6
	Estética / amenidades	3	-	3
	Efeitos psicológicos	1	-	1
	Atividade física	-	1	1
	Visitação	-	1	1
Regulação	Da qualidade do ar/ purificação	2	7	9
	Prevenção / controle de erosão	2	1	3
	Regulação climática / calor absorvido	4	5	9
	Polinização	2	-	2
	Proteção costeira	1	-	1
	Armazenamento/ Sequestro de carbono	2	4	6
	Do fluxo de água	2	1	3

	Retenção de sedimentos/poeira	4	-	4
	Retenção de nitrogênio e fósforo	1	-	1
	Evapotranspiração	1	-	1
	Absorção de SO ₂	1	-	1
	Alojamento de vento e fixação de areia	1	-	1
	Controle de enchente	-	1	1
Suporte	Habitat	3	-	3
	Ciclagem de nutrientes	1	-	1

Os artigos analisados refletem a relevância dos serviços de regulação para as áreas urbanas: treze serviços de regulação foram citados em quinze artigos que realizaram análises individuais e em todos os artigos que elaboraram índices (7 artigos). O serviço de regulação mais utilizado foi a qualidade do ar, seguido pela regulação climática, ambos citados em nove artigos. O armazenamento/sequestro de carbono e da regulação de gás/armazenamento de carbono foi o terceiro serviço de regulação mais citado (seis artigos). Os serviços culturais foram abordados em oito artigos, sendo quatro de análise individual e quatro de composição de índices, em que o serviço que mais se destaca é a recreação. Os serviços ecossistêmicos de provisão e de suporte foram citados exclusivamente nos artigos que propuseram a criação de um índice para avaliar as áreas verdes a partir da prestação dos serviços.

Acerca da avaliação de serviços culturais, pode-se concluir que pessoas com maior disponibilidade de área verde urbana (estimada a partir do indicador de proximidade residencial de áreas verdes urbanas) estão mais propensas a utilizá-las (KABISCH et al, 2016). O uso frequente destas áreas é mais provável quando o tempo de deslocamento é menor, independente de questões ambientais como cobertura arbórea ou riqueza de espécies (DALLIMER et al., 2014). O tamanho das áreas não é um aspecto relevante, mas sim, elementos estruturais de cada área, que propiciam uma gama maior de serviços recreativos (MASSONI et al., 2018). Esses resultados indicam que a distribuição espacial e qualidade das áreas verdes urbanas deve ser ponto crucial de análise na gestão e no planejamento ambiental urbano.

Analisando-se os serviços de regulação, evidências apontam para sua contribuição na melhoria da qualidade de vida da população. A regulação climática, analisada em sua maioria através de índice foliar, é um dos serviços de regulação mais percebidos diretamente pela população, refletindo-se em diversos parâmetros como redução da

temperatura do ar, umidade do ar e velocidade do vento (TAKACS et al., 2016). As decisões de planejamento em que se considere os impactos das mudanças climáticas crescentes nas cidades devem embasar-se na quantificação desse serviço (FARRUGIA; HUDSON; MCCULLOCH, 2013). O serviço de regulação de gás, através do armazenamento de carbono, é fundamental para compensação das emissões de carbono antropogênicas (CLERICI et al, 2016). Por exemplo, as árvores de Scotlandville (Louisiana, EUA), em 2014, tinham uma estimativa de sequestro bruto anual de carbono na ordem de 3.880 toneladas e reduziam as emissões de carbono liberado pelas usinas em 739 toneladas – equivalente a pouco mais de 52 mil dólares (NING; CHAMBERS; ABDOLLAHI, 2016).

A melhoria da qualidade do ar é outro serviço de regulação crucial prestado pelas áreas verdes urbanas, através da remoção de poluentes gasosos e particulados, com destaque para a importância da biodiversidade neste serviço (MANES et al., 2014). Este benefício é constantemente mencionado na literatura, mas sua quantificação e avaliação é rara (XIE; ZHOU; CHEN, 2011). A quantificação da melhoria da qualidade do ar é baseada no potencial de remoção da poluição do ar, através da análise de dois principais poluentes atmosféricos: material particulado (PM10) e ozônio (O₃) (BOTTALICO et al., 2017). As características estruturais e a diversidade funcional, ligadas à condutância estomática, influenciam relevantemente na provisão dos serviços reguladores, em especial na qualidade do ar (MANES et al., 2014).

Nos artigos revisados que propuseram índices, os serviços ecossistêmicos foram usados como indicadores. Um índice é “o valor agregado final de todo um procedimento de cálculo onde se utilizam, inclusive, indicadores como variáveis que o compõem”, ou seja, indicador é uma forma de se obter informações sobre a realidade (SICHE et al, 2007), enquanto que índice descreve aspectos desta realidade ou apresenta relação entre diversos aspectos, buscando sintetizar conceitos mais complexos (COSTA; FERREIRA, 2009).

Os serviços ecossistêmicos utilizados para compor os índices propostos foram escolhidos por cada autor, embasados por revisão bibliográfica específica e contexto local. Frequentemente, foram analisadas as dimensões: social, econômica e ecológica (DAN; RU-SONG, 1998).

Dentre os sete artigos que propuseram índices, os serviços ecossistêmicos mais utilizados foram recreação, regulação climática e retenção de poeira/sedimentos, todos citados em quatro artigos. Em seguida, os serviços de fornecimento de água, estética/amenidades e habitat, citados em três artigos cada um.

Ao contrário do que foi visto nos artigos de análises individuais, em que apenas serviços de regulação e culturais foram utilizados, na proposição de um índice, em geral, se abrangeu todas as instâncias de serviços ecossistêmicos para uma avaliação que fosse mais efetiva de determinada área verde urbana. Wang et al. (2012) propôs o Índice de Eficiência de Serviços Ecológicos (ESEI) utilizando apenas serviços de regulação, no caso: absorção em dióxido de enxofre (SO₂), absorção de calor, transpiração de água, conservação de água e retirada de poeira. Outros, como Maes et al (2015), ao desenvolver o Índice de Serviços Ecossistêmicos Totais (TESI8), e Zawadzka et al (2017), na proposição do índice de estado de serviços ecossistêmicos modificado, acrescentaram os serviços de provisão e de suporte na composição dos índices desenvolvidos.

De modo geral, estas abordagens permitem a quantificação de serviços ecossistêmicos, resultando na produção de mapas de fornecimento de serviços, em que as métricas propostas podem ser analisadas e servirem de apoio ao planejamento e à gestão (ZAWADZKA et al., 2017). Tais índices também permitem avaliar e monitorar o desempenho da gestão destas áreas verdes urbanas através do monitoramento dos resultados temporais após intervenções de manejo (YAN et al., 2013).

Vale ressaltar que, apesar de resultados úteis, a utilização dos métodos de amostragem traz respostas a partir de quantidades estimadas estatisticamente para grandes áreas e, portanto, não são espacialmente explícitas (ALONZO et al., 2016). Apesar de perder especificidade e replicabilidade (inerentes a análises em menor escala), é possível perceber a complexidade, relevância ecológica e aplicabilidade real das análises na contribuição do planejamento e gestão ambiental.

Portanto, a partir da revisão da literatura e de critérios para seleção de indicadores para a quantificação de serviços ecossistêmicos sugere-se a utilização dos indicadores apresentados na Tabela 2.

Tabela 02: Serviços ecossistêmicos relevantes selecionados para indicadores

<i>Tipo</i>	<i>Serviço</i>	<i>Benefício</i>	<i>Indicador</i>
Provisão	Fornecimento de água	Armazenamento e retenção da água	<ul style="list-style-type: none"> • Cobertura do solo • Registro de existência nascente • Umidade do solo
Suporte	Refúgio	Habitat para fauna residente e transitória Proteção da biodiversidade	<ul style="list-style-type: none"> • Cobertura do solo • Conectividade • Biodiversidade
Cultural	Recreação	Espaços sociais para o exercício e atividades recreacionais ao ar livre	<ul style="list-style-type: none"> • Densidade demográfica do entorno • Periculosidade do entorno
Regulação	Controle de erosão	Retenção de solo dentro de um ecossistema	<ul style="list-style-type: none"> • Cobertura do solo • Capacidade de infiltração • Intercepção da chuva pela vegetação (evitar escoamento superficial)
	Regulação climática	Mitigação de ilhas de calor urbanas e túneis de vento	<ul style="list-style-type: none"> • Índice de área foliar • Umidade do ar • Albedo
	Regulação da água	Mitigação de inundações Regulação dos fluxos hidrológicos	<ul style="list-style-type: none"> • Cobertura do solo • Capacidade de infiltração
	Sequestro de carbono	Regulação da qualidade do ar, Armazenamento de carbono a partir de poluentes	<ul style="list-style-type: none"> • Cobertura arbórea • Biomassa
	Retenção de sedimentos/ poeira	Regulação da qualidade do ar Controle da poluição aérea	<ul style="list-style-type: none"> • Remoção de PM10 • Índice de área foliar

Estes serviços atenderam aos critérios de relevância definidos, com especial atenção ao último critério – possibilidade de obtenção de dados. O que se analisou é a possibilidade de coleta destes dados e não necessariamente a já existência destes

para fácil acesso. O fato de uma região em análise não possuir os dados de um indicador, não impossibilita que estes sejam obtidos para posterior aplicação do índice a ser proposto.

Todas as categorias de serviços ecossistêmicos devem ser consideradas para a adequada quantificação e avaliação das áreas verdes urbanas. Essa abordagem foi utilizada por Maes et al. (2015) para a Europa, utilizando uma plataforma denominada LUISA, que cria um índice agregado de serviços ecossistêmicos, baseado em oito indicadores separados para vários serviços ecossistêmicos. Cinco dos serviços sugeridos nessa revisão foram utilizados no TESI8 (provisão de água, regulação da qualidade do ar, prevenção de erosão, regulação climática e recreação). Entretanto, a presente proposta inclui outros indicadores de categorias distintas gerando uma abordagem mais ampla da quantificação dos serviços ecossistêmicos.

Portanto, um dos critérios considerados na proposição de indicadores que visem quantificar serviços ecossistêmicos é que todas as categorias de serviços estejam contempladas visando estimar diferentes dimensões. No serviço de provisão, o fornecimento de água foi considerado mais relevante, já que a água é essencial à vida e a provisão de água permite o abastecimento através de bacias hidrográficas, aquíferos e reservatórios.

O serviço de suporte considerado mais relevante foi o refúgio, que atende tanto espécies nativas quanto espécies transitórias. A presença de fauna garante funções ecossistêmicas, como polinização e controle biológico.

Os serviços culturais são serviços subjetivos e, por isso, de difícil quantificação. Entretanto, permitem avaliar como as áreas verdes urbanas podem ser utilizadas diretamente pela população local para fins de culturais. Diversos autores afirmam que a atividade física, o lazer e a visita aos espaços verdes são mais frequentes quando a acessibilidade é facilitada. Deste modo, a densidade demográfica do entorno é crucial para avaliar esta acessibilidade. Além disso, em algumas cidades, como no caso específico de cidades brasileiras, o aspecto de segurança das áreas deve ser considerado em função de restringir o acesso, e conseqüentemente reduzir

o valor cultural, mesmo de áreas potencialmente muito relevantes do ponto de vista dos demais serviços ecossistêmicos.

Por fim, o serviço de regulação foi a categoria que obteve o maior número de serviços ecossistêmicos considerados relevantes (cinco serviços). Provavelmente, a maior frequência de uso de indicadores destes serviços e, conseqüentemente, relevância atribuída para avaliação das áreas verdes urbanas deve-se, como já visto, ao fato destes serem os mais facilmente perceptíveis pela população. O controle de erosão induz uma segurança contra desastres naturais provenientes de deslizamentos de terra, comuns em áreas de risco em períodos de chuva. A regulação climática garante uma amenidade das chamadas ilhas de calor, com uma noção clara da população de que as copas das árvores promovem não apenas a sombra e proteção contra a luz solar, mas também uma sensação térmica mais agradável. A regulação da água se relaciona ao serviço de provisão de água, na sua regulação dos fluxos hidrológicos que garantem o abastecimento dos mananciais, reservatórios e aquíferos. Este também promove uma segurança para a população no que diz respeito ao controle de inundações, outro transtorno enfrentado, principalmente em áreas onde o solo tem baixa infiltração – como ocorre nas cidades.

O serviço de qualidade do ar se confunde com os serviços de sequestro de carbono e retenção de sedimentos/poeira, visto que estes últimos trazem como resultado a própria melhoria da qualidade do ar. Deste modo, ambos os serviços foram considerados relevantes e, conseqüentemente, indicadores para avaliação das áreas verdes urbanas. Além disso, o sequestro de carbono permite uma compensação relacionada à emissão de gás carbônico derivada de atividades antrópicas, algumas comuns às áreas urbanas, como queima de combustíveis fósseis em veículos automotores e a indústria (esta, menos relevante em ambientes urbanos). Por sua vez, a retenção de sedimentos/poeira garante um controle da poluição do ar, percebendo um ar mais puro ao se respirar.

4 Conclusão

As áreas verdes urbanas proporcionam melhoria da qualidade de vida da população, através da prestação de serviços ecossistêmicos, principalmente os de regulação – que contribuem para um ambiente mais adequado e equilibrado. Dada sua relevância, os serviços ecossistêmicos devem ser considerados no planejamento e gestão ambiental urbana.

Através da utilização de índices funcionais, é possível avaliar a prestação dos serviços ecossistêmicos de uma dada área verde urbana, avaliando sua conservação, preservação e/ou restauração. A utilização de índices funcionais na gestão ambiental urbana é recente permanecendo ainda controvérsias sobre quais indicadores quantificar e como integrá-los na composição de índices funcionais.

Essa revisão sugere a utilização de oito serviços ecossistêmicos para uma quantificação mais abrangente da priorização de conservação de áreas verdes urbanas: 1) fornecimento de água; 2) refúgio; 3) recreação; 4) controle de erosão; 5) regulação climática; 6) regulação da água; 7) sequestro de carbono; 8) retenção de sedimentos/poeira.

Os resultados para estes serviços ecossistêmicos permitem avaliar a condição de determinada área verde urbana, no que diz respeito à prestação destes serviços; uma área com melhor prestação contribui relevantemente para a qualidade de vida da população, sendo uma área prioritária para preservação no planejamento ambiental urbano. A gestão de áreas verdes urbanas, utilizando índices funcionais, possibilita a tomada de decisão embasada em evidência.

Referência Bibliográfica – Capítulo 1

ALONZO, M.; MCFADDEN, J. P.; NOWAK, D. J.; ROBERTS, D. A. 2016. Mapping urban forest structure and function using hyperspectral imagery and lidar data. **Urban Forestry & Urban Greening**. Vol 17, 1 June 2016, p. 135-147.

BARGOS, D. C.; MATIAS, L. F. 2011. Áreas Verdes Urbanas: Um estudo de revisão e proposta conceitual. **REVSBAU – Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**. Piracicaba – SP, v. 6, n. 3: 172-188.

BOTTALICO, F.; TRAVAGLINI, D.; CHIRICI, G.; GARFI, V.; GIANNETTI, F.; DE MARCO, A.; FARES, S.; MARCHETTI, M.; NOCENTINI, S.; PAOLETTI, E.; SALBITANO, F.; SANESI, G. 2017. A spatially-explicit method to assess the dry deposition of air pollution by urban forests. **Urban Forestry & Urban Greening**. Vol 27, October 2017, p. 221-234.

BRASIL. 1988. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília – DF.

BRASIL, 2012. **Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Brasília – DF.

CAPORUSSO, D.; MATIAS, L. F. 2008. Áreas verdes urbanas: Avaliação e proposta conceitual. 1º **Simpósio de Pós-Graduação em Geografia do Estado de São Paulo – SIMPGEO/SP**. Unesp, Campus de Bela Vista, Rio Claro – São Paulo.

CLERICI, N.; RUBIANO, K.; ABD-ELRAHMAN, A.; HOESRWRRLER, J. M.; ESCOBEDO, F. 2016. Estimating Aboveground Biomass and Carbon Stocks in Periurban Andean Secondary Forests Using Very High Resolution Imagery. **Forests**. 2016, 7(7), 138.

COSTA, R. G.; FERREIRA, C. C. M. 2009. Análise do índice de áreas verdes (IAV) na área central da cidade de Juiz de Fora, MG. **REVSBAU – Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**. Piracicaba – SP, v. 4, n. 1: 39-57.

DALLIMER, M.; DAVIERS, Z. G.; IRVINE, K. N.; MALTBY, L.; WARREM, P. H.; GASTON, K. J.; ARMSWORTH, P. R. 2014. What personal and environmental factors determine frequency of urban greenspace use? **Internacional Journal of Environmental Research and Public Health**. 2014, 11(8), 7977-7992.

DAN, H.; RU-SONG, W. 1998. An integrated approach to evaluation on ecological service functions for urban green space and its application. **Journal of Environmental Sciences**. Vol 10, nº 3, p. 316 – 324, 1998.

FARRUGIA, S.; HUDSON, M. D.; MCCULLOCH, L. 2013. An evaluation of flood control and urban cooling ecosystem services delivered by urban green infrastructure. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**. Vol 9, 2013.

GUNAWAN, O.; ARMITAGE, R. P.; JAMES, P. 2013. The Ecosystem Approach as a Means to Characterise Urban Green Spaces. **Creating the GISociety – Conference Proceedings**. GI_Forum 2013. p. 105 – 108.

GUZZO, P.; CARNEIRO, R. M. A.; OLIVEIRA JUNIOR, H. de. 2006. Cadastro municipal de espaços livres urbanos de Ribeirão Preto (SP): Acesso público, índices e bases para novos instrumentos e mecanismos de gestão. **REVSBAU – Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**. Piracicaba – SP, v. 1, n. 1: 19-30.

GVces – Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getúlio Vargas. 2016. **Diretrizes empresariais para a valoração não econômica de serviços ecossistêmicos culturais**. Versão 1/ Mario Manzoni et al. – São Paulo: GVces, 2016.

HONG, W.; GUO, R. 2017. Indicators for quantitative evaluation of the social services function of urban greenbelt systems: A case study of shenzhen, China. **Ecological Indicators**, Vol 75: 259–267

KABISCH, N. et al. 2016 Urban green space availability in European cities. **Ecological Indicators**, Vol 70: 586–596.

LIN, B.; MEYERS, J.; BARNETT, G. 2015. Understanding the potential loss and inequities of green space distribution with urban densification. **Urban forestry & urban greening** 2015 Vol.14 nº.4 p. 952-958.

LOBADA, C. R.; DE ANGELIS, B. L. D. 2005. Áreas verdes públicas urbanas: Conceitos, usos e funções. **Ambiência – Revista do Centro de Ciências Agrárias e Ambientais**. Vol 1 nº1. Guarapuava, PR, jan/jun.

MACE, G. M.; NORRIS, K. FITTER, A. H. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. **Trends in Ecology and Evolution**, Vol 27: 19-26.

MAES, J.; BARBOSA, A.; BARANZELLI, C.; ZULIAN, G.; BATISTA E SILVA, F.; VANDECASTEELE, I.; HIEDERER, R.; LIQUETE, C.; PARACCHINI, M. L.; MUBAREKA, S.; JACOBS-CRISIONI, C.; CASTILLO, C. P.; LAVALLE, C. 2015. More green infrastructure is required to maintain ecosystem services under current trends in land-use change in Europe. **Landscape Ecology** (2015) 30: 517.

MANES, F.; SILLI, V.; SALVATORI, E.; INCERTI, G.; GALANTE, G.; FUSARO, L.; PERRINO, C. 2014. Urban ecosystem services: Tree diversity and stability of PM10 removal in the metropolitan area of Rome. **Annali di Botanica**. Department of Environmental Biology - University La Sapienza of Rome, Italy. Vol 4 (2014).

MASSONI, E. S.; BARTON, D. N.; RUSCH, G. M.; GUNDERSEN, V. 2018. Bigger, more diverse and better? Mapping structural diversity and its recreational value in urban green spaces. **Ecosystem Services**. Vol 31, Part C, June 2018, p. 502-516.

MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. **World Resources Institute**. Washington, DC.

NING, Z. H.; CHAMBERS, R.; ABDOLLAHI, K. 2016. Modeling air pollutant removal, carbon storage, and CO2 sequestration potential of urban forests in Scotlandville, Louisiana, USA. **iForest - Biogeosciences and Forestry** 9(6):e1-e8 · September.

NUCCI, J. C. 2008. **Qualidade ambiental e adensamento urbano: um estudo de ecologia e planejamento da paisagem aplicado ao distrito de Santa Cecília (MSP)**. 2ª ed. - Curitiba: O Autor, 150 p.

OLIVEIRA, C. H. 1996. Planejamento ambiental na cidade de São Carlos (SP) com ênfase nas áreas públicas e áreas verdes: diagnóstico e propostas. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP.

PASCUAL, U.; BALVANERA, P.; DÍAZ, S.; PATAKI, G.; ROTH, E.; STENSEKE, M.; WATSON, R. T.; DESSANE, E. B.; ISLAR, M.; KELEMEN, E.; MARIS, V.; QUAAS, M.; SUBRAMANIAN, S. M.; WITTMER, H.; ADLAN, A.; AHN, S.; AL-HAFEDH, Y.; AMANKWAH, E.; ASAH, S. A.; BERRY, P.; BILGIN, A.; BRESLOW, S. J.; BULLOCK, C.; CÁCERES, D.; DALY-HASSEN, H.; FIGUEROA, E.; BAGGETHUN, C.; GONZÁLEZ-JIMÉNEZ, D.; HOUDET, J.; KEUNE, H.; KUMAR, R.; MA, K.; MAY, P. H.; MEAS, A.; O'FARRELL, P.; PANDIT, R.; PENGUE, W.; PICHIS-MADRUGA, R.; POPA, F.; PRESTON, S.; PACHECO-BALANZA, D.; SAARIKOSKI, H.; STRASSBURG, B. B.; VAN DEN BELT, M.; VERMA, M.; WICKSON, F.; YAGI, N. 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. **Current Opinion in Environmental Sustainability**. Vol 26-27, p. 7-16.

PENA, J. C. de C.; MARTELO, F.; RIBEIRO, M. C.; ARMITAGE, R. A.; YOUNG, R. J.; RODRIGUES, M. 2017. Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. **PLOS ONE**, 23, Mar 2017.

SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. 2012. **Cities and Biodiversity Outlook**. Montreal, 64 pags.

SICHE, R; AGOSTINHOP, F.; ORTEGA, E; ROMEIRO, A. 2007. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente & Sociedade**. Campinas v. 10, n. 2: 137-148.

TAKACS, A.; KISS, M.; HOF, A.; TANACS, E.; GULYAS, A.; KANTOR, N. 2016. Microclimate modification by urban shade trees - an integrated approach to aid ecosystem service based decision-making. **Procedia Environmental Sciences**. Vol 32, 2016, p. 97-109.

TAYLOR, Lucy; HOCHULI, Dieter F. 2017. Defining Greenspace: Multiple uses across multiple disciplines. **Landscape and Urban Plannig**, 158: 25-38.

TOLEDO, F. S.; SANTOS, D. G. 2008. Espaços livres de construção. **REVSBÁU – Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**. Piracicaba – SP, Vol 3, n. 1: 73-91.

TROMBULAK, S. C.; OMLAND, K. S.; ROBINSON, J. A.; LUSK, J. J.; FLEISCHNER, T. L.; BROWN, G.; COMROESE, M. 2004. Principles of Conservation Biology: Recommended Guidelines for Conservation Literacy from the Education Committee of

the Society for Conservation Biology. **Conservation Biology**, October, Vol 18, n 5: 1180–1190.

TSAI, W. L.; FLOYD, M. F.; LEUNG, Y. F.; MCHALE, M. R.; REICH, B. J. 2016. Urban Vegetative Cover Fragmentation in the U.S.: Associations with Physical Activity and BMI. **American Journal of Preventive Medicine**. 2016 Apr; 50(4): 509-517.

WANG, H.; XU, J.; GUI, K.; ZHANG, X.; WANG, Z. 2012. Study on evaluation and optimization of ecological service efficiency of urban greenbelt system: A case study of Huai'an ecological new town. **Huanjing Kexue Xuebao / Acta Scientiae Circumstantiae** 32(4): p. 1018-1024 · April 2012.

WONG, C. P.; JIANG, B.; BOHN, T. J.; LEE, K. N., LETTENMAIER, D. P.; MA, D.; OUYANG, Z. 2017. Lake and wetland ecosystem services measuring water storage and local climate regulation. **Water Resoucers Research**. Vol 53, Issue4. April 2017. Pages 3197-3223

XIE, Q.; ZHOU, Z.; CHEN, F. 2011. Quantifying the beneficial effect of diferente plant species on air quality improvement. **Environmental Engineering & Management Journal**. Jul 2011, Vol. 10 Issue 7, p. 959-963.

YAN, H.; HAO, P. Y.; DONG, L.; PI, D. J. 2013. Evaluation method and its application for urban green spaces. **Acta Horticulturae**. 999, p. 307-310.

ZAWADZKA, J. E.; CORSTANJE, R.; FOOKES, J.; NICHOLS, J.; HARRIS, J. 2017. Operationalizing the ecosystems approach: Assessing the environmental impact of major infrastructure development. **Ecological Indicators**. Vol 78, July 2017, p. 75-84.

CAPÍTULO 2

Elaboração de índice funcional de avaliação de serviços ecossistêmicos

1 INTRODUÇÃO

A manutenção de ambientes naturais em zonas urbanas impacta positivamente o bem-estar dos cidadãos urbanos, proporcionando melhorias na qualidade de vida (OLIVEIRA, 1996; NUCCI, 2008; TOLEDO; SANTOS, 2008; TAYLOR; HOCHULI, 2017). As áreas verdes urbanas são as áreas da cidade com predominância de vegetação (seja ela nativa, natural ou recuperada), definidas no Plano Diretor municipal e legislações complementares, em que não é possível a construção de moradias, e têm como propósitos: recreação, lazer, melhoria da qualidade ambiental urbana, proteção dos recursos hídricos, melhoria e manutenção paisagística, proteção de bens e manifestações culturais (BRASIL, 2012).

Estes propósitos podem ser entendidos como os serviços ecossistêmicos prestados por estas áreas. Podemos definir serviços ecossistêmicos como os benefícios diretos e indiretos essenciais ao desenvolvimento humano, prestados pelos ecossistemas por meio de seus processos ecológicos (GVCES, 2016). Os serviços ecossistêmicos são classificados como serviços de provisão, de regulação, de suporte e culturais (MEA, 2003).

Bottalico et al (2017) evidenciaram efeitos positivos de áreas verdes urbanas na regulação da temperatura urbana, recreação e purificação do ar. Estas áreas contribuem para a saúde e bem-estar humano, visto que a presença de áreas verdes se associa à prática de atividades físicas pela população (TSAI et al, 2016). O serviço de armazenamento de carbono torna estas áreas fundamentais para as compensações de emissões de carbono antropogênico (CLERICI et al, 2016). Os serviços ecossistêmicos fornecidos pelas áreas verdes urbanas são essenciais ao bem-estar humano e sua qualidade de vida (MAES et al, 2015).

Compreender o valor destas áreas, a partir da mensuração dos serviços ecossistêmicos que prestam, sua estrutura e sua função possibilitam o embasamento teórico para a tomada de decisões gerenciais que contribuam para melhorar a qualidade ambiental e a saúde humana (NING et al, 2016). Entretanto, saber quando

e como intervir requer uma grande compreensão dos sistemas ecológicos e sociais envolvidos (MEA, 2003).

O planejamento florestal urbano é importante para a manutenção e potencialização do fornecimento de serviços ecossistêmicos (KOLANUVADA et al, 2016). A avaliação e o monitoramento das áreas verdes urbanas são de grande valor para a orientação do planejamento urbano ambiental e para proporcionar o engajamento da população e formulação de novas práticas (YAN et al, 2013). Quantificar os serviços ecossistêmicos urbanos permite identificar áreas-alvo para projetos e políticas que beneficiariam a infraestrutura verde, melhorando a qualidade de vida (FARRUGIA et al, 2013)

Segundo Maes et al. (2015), a manutenção dos serviços ecossistêmicos através do desenvolvimento de uma infraestrutura verde é cada vez mais reconhecida pelas políticas como uma estratégia para lidar com condições potencialmente incertas no futuro. Zawadzka et al (2017) corroboram com esta visão ao afirmarem que a abordagem dos serviços ecossistêmicos é cada vez mais utilizada no contexto da gestão de recursos ambientais e avaliações de impacto.

De acordo com Woldegerima et al. (2017), para garantir o fornecimento sustentável dos serviços ecossistêmicos e a manutenção do ambiente urbano equilibrado, as áreas verdes urbanas existentes deveriam ser ecologicamente interligadas e diversificadas; neste contexto, a avaliação dos serviços ecossistêmicos embasa o planejamento destas áreas verdes em termos de composição de espécies e conectividade. Destaca-se a importância da biodiversidade e da infraestrutura existente entre estas áreas para sustentar e aumentar os benefícios proporcionados (MANES et al, 2014). As áreas de vegetação espontânea, que em geral não são gerenciadas por serem consideradas de baixo valor, que atuam como componentes transitórios da paisagem urbana, também fornecem serviços ecossistêmicos relevantes – em alguns casos com maior extensão do que habitats urbanos convencionalmente valorizados (ROBINSON; LUNDHOLM, 2012).

Neste contexto, os índices funcionais – ou seja, para que estas áreas servem – apresentam-se como uma importante ferramenta de gestão para a conservação das

áreas verdes, pois valoram estas áreas a partir da mensuração dos serviços ecossistêmicos prestados e consequente garantia da qualidade de vida e bem-estar urbano.

Um índice é um processo de cálculos composto por indicadores, que são as variáveis, em que se reflete um valor agregado final (SICHE, 2007). No caso dos índices funcionais, estes são compostos pelos serviços ecossistêmicos – que são caracterizados como indicadores.

Coelho; Carvalho (in prep.), realizaram uma revisão sobre áreas verdes urbanas, e, diferentes proposições de como mensurar os serviços ecossistêmicos prestados por essas áreas.

Os indicadores de serviços ecossistêmicos utilizados para compor índices variam em função do contexto aplicado e do objetivo pretendido. Maes et al. (2015), Gunawan; Armitage; Philip (2013), Isely et al. (2010) e Dan; Ru-Song (1998) propuseram índices que incluíam indicadores de recreação. Outros serviços culturais abordados são: estética e efeitos psicológicos. Serviços de regulação estão presentes em diversos índices e é categoria de serviço ecossistêmico com maior variedade de indicadores. Índices de serviços ecossistêmicos têm utilizado diversos indicadores, dentre os quais:

- Provisão: fornecimento de comida, fornecimento de água, matéria-prima;
- Cultural: recreação, estética/ amenidades, efeitos psicológicos;
- Regulação: regulação da qualidade do ar, prevenção e controle de erosão, regulação climática, polinização, proteção costeira, sequestro de carbono, regulação do fluxo de água, retenção de sedimentos / poeira, retenção de nitrogênio e fósforo, evapotranspiração, absorção de SO₂, alojamento de vento, fixação de areia;
- Suporte: habitat, ciclagem de nutrientes.

De modo geral, os índices de serviços ecossistêmicos não incluem indicadores de todas as categorias. Maes et al. (2015) não incluíram indicadores de serviços de suporte; Gunawan; Armitage; Philip (2013) não utilizaram indicadores de serviços de provisão; Zawadzka et al. (2017) e Alam; Dupras; Messier (2016) não incluíram

indicadores de serviços culturais; Dan; Ru-Song (1998) utilizaram apenas indicadores de serviços culturais e de regulação, juntamente ao que denominaram de “ecofunções econômicas” das áreas verdes analisadas e Wang et al. (2012) utilizam apenas indicadores de serviços de regulação.

Isely et al. (2010) apresentaram o Invest – uma plataforma para avaliação integrada de serviços ecossistêmicos, na qual é possível compreender melhor os custos e benefícios da preservação de uma área verde. Foram utilizados indicadores de serviços de todas as categorias: produção de comida, matéria-prima, estética/amenidades, lazer, habitat, polinização, ciclagem de nutrientes, controle de erosão, regulação da água, dentre outros. Todavia, existe a flexibilidade da escolha, pelo usuário, dos indicadores a serem utilizados na construção do índice.

Diversos índices de serviços ecossistêmicos são medidos em escala de mancha/poligonal, utilizando, em sua maioria, sensoriamento remoto. Gunawan; Armitage; Philip (2013) utilizaram mapas de cobertura da terra baseado em múltiplos índices espectrais derivados de imagens do Landsat TM. Mapas GIS foram utilizados como fonte de dados por Isely et al. (2010). Maes et al. (2015) coletaram os dados a partir do LUISA, uma plataforma europeia de modelagem espacial que simula mudanças futuras no uso da terra baseado em fatores biofísicos e socioeconômicos. Zawadzka et al. (2017), Alam; Dupras; Messier (2016) e Wang et al. (2012) utilizaram comparativos de diferentes cenários predeterminados. No caso de Dan; Ru-Song (1998), a proposição do índice foi conceitual, sem a aplicação em um local específico e sem dimensionamento da escala.

Os métodos de integração dos indicadores para a composição de índices são variados. Os métodos aplicados foram: somatório; ponderação e agregação por funções lineares; relação e média; área gerada em um spider diagram; e integração utilizando lógica fuzzy, análise de tomada de decisão e método de área de polígono, criando um método próprio. Por focar mais na questão do mapeamento dos serviços necessários para avaliação de uma área, Gunawan; Armitage; Philip (2013) não apresentam método de integração para um índice.

O somatório é um dos métodos de compilação mais simples, que se caracteriza pelo somatório dos termos. O método foi utilizado por Isely et al. (2010) e Maes et al. (2015). No caso de Isely et al. (2010), a ferramenta Invest faz a valoração dos serviços ecossistêmicos, apresentando o valor financeiro relacionado a cada serviço prestado e, a partir do somatório, apresenta o valor financeiro total da área em análise. Já Maes et al (2015), ao propor o índice TESI8, utilizaram a ideia de indicadores agregados, somando os valores dos indicadores de cada serviço (normalizados entre 0 e 1).

Alam; Dupras; Messier (2016) utilizaram média ponderada para integração dos indicadores. Neste método, primeiramente, é feita a ponderação pois entende-se que ponderar as variáveis é relevante, visto que cada indicador descreve um serviço ecossistêmico de forma diferente e, portanto, impacta de maneira diferente na composição final.

A ponderação também foi utilizada por Wang et al. (2012) ao propor seu índice. A avaliação dos indicadores não utilizou uma ponderação simples, buscando reduzir a subjetividade na definição dos pesos. O princípio básico foi criar um valor normalizado (de +1 a -1) para o total dos n indicadores e avaliar a área criada pelo polígono dos valores de cada indicador (vértices).

A relação foi utilizada por Zawadzka et al. (2017) ao propor o Índice de Relação de Serviços Ecossistêmicos (ESR). Como a proposta do ESR é avaliar a mudança relativa no fornecimento de um serviço entre as condições de base e as condições futuras, o índice é calculado pela fórmula $ESR = \frac{ES_{future}}{ES_{baseline}}$, em que ESR - relação de serviços ecossistêmicos; ES_{future} – a quantidade absoluta de unidades do serviço ecossistêmico no futuro estado (ou seja, implementação do projeto) e $ES_{baseline}$ - o valor absoluto de unidades do serviço ecossistêmico no estado de referência. O resultado varia entre 0 e 1, em que 1 indica que não há diminuição na oferta e 0 indica a perda completa deste serviço em análise. Para integrar os diferentes indicadores foi proposto o Índice de Status de Serviços Ecossistêmicos Modificados (MESSI – Modified Ecosystem Services Status Index), que avalia a mudança geral no fornecimento dos diversos serviços ecossistêmicos, sendo calculado pela média dos valores de ESR, pela fórmula $MESSI = \frac{\sum ESR}{n}$, onde MESSI - Índice de Status de

Serviços Ecossistêmicos Modificados; \sum ESR – somatório dos Índice de Relação de Serviços Ecossistêmicos; e n – número de serviços ecossistêmicos avaliados.

Dan; Ru-Song (1998) utilizaram lógica fuzzy, análise de tomada de decisão e método Delphi. A técnica de avaliação fuzzy AHP para “funções integradas de serviços ecológicos” (IESF) para os espaços verdes urbanos desenvolvida foi nomeada de método AFIFUG. A lógica fuzzy (ou lógica nebulosa) é uma lógica que tolera as características de raciocínio – aproximação, ao invés de precisão. A modelagem e controle fuzzy são técnicas para tratar de forma rigorosa as informações qualitativas. Esta lógica embasa o desenvolvimento de métodos e algoritmos de modelagem de processos, garantindo que a complexidade destes seja reduzida (GOMIDE e GUDWIN, 1994). A teoria dos conjuntos nebulosos e a lógica nebulosa permitem representar sistemas complexos em que os elementos são incertos (ARAUJO, 2004), como no caso dos serviços ecossistêmicos.

De modo geral, o resultado dos índices é expresso em valores econômicos (dólar), porcentagem ou valores padronizados (comumente de 0 a 1). Zawadzka et al. (2017) sugere que as métricas obtidas podem ser visualizadas em mapas de apoio (como mapas temáticos), para auxiliar o processo de tomada de decisão, mas essas métricas não sofrem uma conversão efetiva para valores qualitativos.

Apresentar os dados de modo qualitativo pode ser um meio de facilitar a assimilação dos resultados e visualizar as informações relevantes para a gestão ambiental urbana, além da utilização dos mapas. Entretanto, poucos métodos de agregação são capazes de gerar respostas qualitativas havendo a necessidade de classificação posterior do índice em classes de qualidade que são muitas vezes subjetivas.

Portanto, esse trabalho objetiva propor um índice funcional a partir da integração de indicadores de serviços ecossistêmicos considerados mais relevantes para avaliação de áreas verdes urbanas.

2 METODOLOGIA

2.1 SELEÇÃO DE INDICADORES UTILIZADOS

Os indicadores de serviços ecossistêmicos utilizados para composição do índice proposto no presente trabalho foram obtidos a partir de revisão de literatura (Coêlho; Carvalho, in prep.). Quatro critérios foram utilizados nesta seleção: 1) existir, ao menos, um serviço ecossistêmico de cada categoria – provisão, suporte, regulação e cultural; 2) frequência de utilização a partir de revisão de literatura especializada; 3) relevância, avaliada a partir de discussão teórica acerca da dimensão que o indicador quantifica; e 4) possibilidade de obtenção de dados.

Essa análise identificou oito serviços ecossistêmicos: 1) fornecimento de água; 2) refúgio; 3) recreação; 4) controle de erosão; 5) regulação climática; 6) regulação da água; 7) sequestro de carbono; 8) retenção de sedimentos/poeira (Coêlho; Carvalho, in prep.).

2.2 ESCALA DAS ÁREAS VERDES AVALIADAS

A escala considerada para análise de áreas verdes foi a escala de mancha. Assim, será necessário a delimitação prévia das poligonais correspondentes às manchas para a utilização do índice em uma aplicação real.

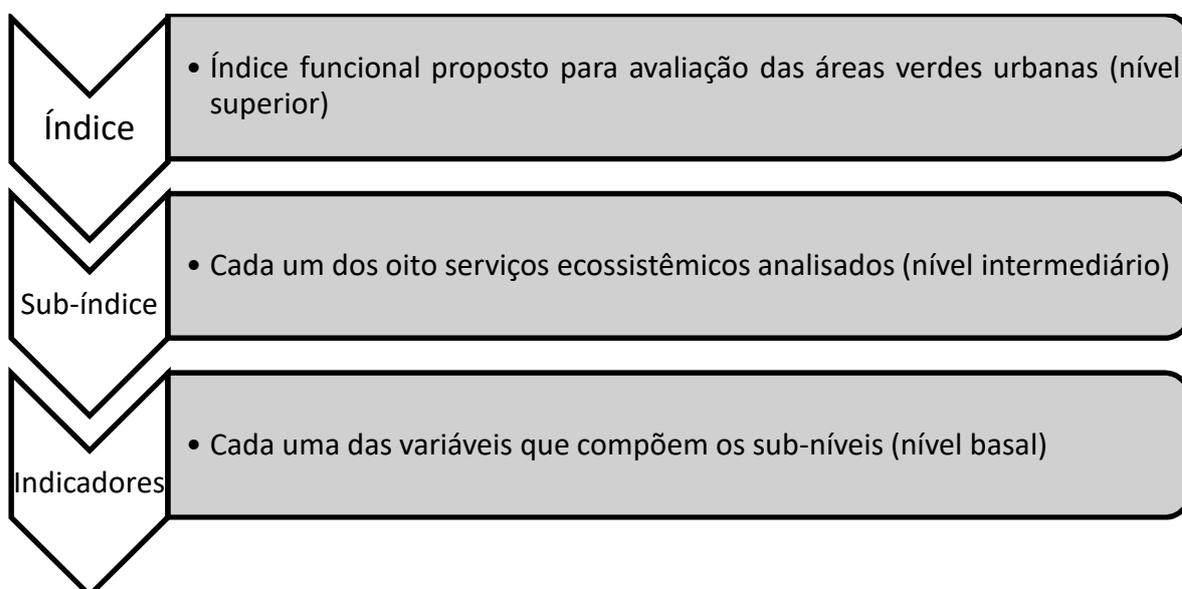
2.3 MEDIÇÃO DOS SUB-ÍNDICES

De acordo com Siche et al. (2007), um índice pode ser um componente de outro índice. Esta situação ocorre quando existe uma lógica hierárquica dentro da construção do índice, como ocorre neste trabalho.

Cada um dos oito indicadores (serviços ecossistêmicos) que compõem o índice funcional aqui proposto tem seu conjunto de indicadores necessários à sua medição.

Portanto, se configuram como um índice utilizado como uma variável para outro índice. Para que não haja confusão entre as nomenclaturas, as mesmas serão utilizadas conforme esquema da Figura 01.

Figura 01: Esquematização da estrutura do índice funcional proposto.



Os indicadores que compõem os sub-índices foram elencados por Coelho; Correa (in prep.) a partir de revisão bibliográfica.

O serviço de fornecimento de água foi considerado com base em três indicadores: cobertura do solo; registro de existência de nascente; e umidade do solo. A cobertura do solo foi medida a partir do índice de verde, conforme Gupta et al (2012). O registro de nascente foi baseado em uma escala binária, onde 0 equivale à “sem registro” e 1 equivale à “com registro”. A umidade do solo foi medida a partir da umidade atual, calculada conforme manual da Embrapa (1997).

Para calcular o serviço de suporte refúgio, também foram utilizados três indicadores: cobertura do solo; conectividade; e biodiversidade. A cobertura do solo foi reutilizada para cálculo do serviço de refúgio. A conectividade da área foi medida através do expoente de Hurst, como sugerido por Hott (2017) e a biodiversidade foi calculada a partir do Índice de Diversidade de Shannon, aplicado para espécies arbóreas (WATZLAWICK et al, 2014).

A medição do serviço cultural recreação tem como base a relação entre disponibilidade de área verde e a frequência de visitação (KABISCH et al, 2016), em que o uso das áreas verdes urbanas é mais propenso quando o deslocamento é menor (DALLIMER et al., 2014). Por isso, todas as medições foram feitas a partir dos valores relacionados ao bairro (ou aos bairros) em que se localiza a área verde em análise. Compõem o serviço de recreação: densidade demográfica do entorno; e periculosidade do entorno. A densidade demográfica do entorno corresponde a densidade demográfica do bairro (ou a média das densidades demográficas dos bairros) em que se localiza a área. A periculosidade do entorno foi considerada como o total de ocorrências por bairro registradas nos órgãos responsáveis e, assim como a densidade demográfica, caso a área se localize em mais de um bairro, deve-se utilizar a média das ocorrências registradas.

O serviço ecossistêmico de controle de erosão foi composto de três indicadores: cobertura do solo; capacidade de infiltração; e interceptação da chuva pela vegetação. A cobertura do solo foi reutilizada para cálculo do serviço de controle de erosão. Já a capacidade de infiltração tem como método de medição a condutividade hidráulica, que é a velocidade com que a água se movimenta através do solo, proposto pelo manual da Embrapa (1997). O coeficiente de escoamento superficial foi a forma considerada para medição da interceptação da chuva pela vegetação, calculado conforme Mangoni et al (2010).

A mensuração do serviço de regulação da água foi definida a partir de dois indicadores: cobertura do solo – definido a partir do índice de verde (GUPTA et al, 2012); e capacidade de infiltração – calculado a partir da condutividade hidráulica como visto acima (EMBRAPA, 1997).

Para medir a regulação climática, foram elencados três indicadores: índice de área foliar; umidade do ar; e albedo. O índice de área foliar é a razão entre a área foliar do dossel e a unidade de superfície projetada no solo, e pode ser medido de acordo com Robinson; Lundholm (2012). A umidade relativa do ar deve ser medida a partir de um transecto previamente definido e avaliado se existe diferença significativa de umidade entre pontos do interior da área e pontos na circunvizinhança, conforme Ferreira et al (2015). Por fim, o albedo (ou coeficiente de reflexão) – razão entre a radiação refletida

pela superfície e a radiação incidente sobre ela – é medido a partir da proposta de Robinson; Lundholm (2012), por leituras ascendentes e descendentes com um sensor piranétrico.

O serviço de retenção de sedimentos/poeira foi considerado a partir da medição de dois indicadores: remoção de PM10 e índice de área foliar (este último, calculado conforme visto acima). A remoção do PM10 indica uma purificação do ar e é medido conforme metodologia semelhante à de Bottalico et al (2017).

O último serviço ecossistêmico utilizado como indicador é o sequestro de carbono. Este é calculado a partir de dois indicadores: biomassa e cobertura arbórea. O cálculo de biomassa (quantidade expressa em massa do material vegetal disponível em uma floresta) utiliza equações alométricas específicas para cada vegetação, obtendo seu valor em quilogramas (MIRANDA et al, 2011). Já a cobertura arbórea é calculada a partir da porcentagem de cobertura arbórea, conforme apresentado por Hansen et al (2003).

Dados obtidos para os indicadores devem ser dispostos em uma tabela em arquivo compatível para importação no R. Esta deve ser organizada de modo que cada linha represente uma das áreas a serem analisadas e as colunas os valores de cada indicador.

2.4 PADRONIZAÇÃO DOS INDICADORES OBTIDOS

Para a aplicação do método de integração proposto de maneira uniforme, foi necessário padronizar as medidas das variáveis envolvidas. A escala padrão adotada para o índice foi 0 – 1, uma vez que um conjunto de indicadores utilizados já possuía esta mesma escala. Os indicadores considerados que já estavam em uma escala entre 0 e 1 não tiveram a escala original alterada. Os demais foram normalizados, conforme regras expostas nos parágrafos seguintes.

A porcentagem é a forma de expressão da umidade do solo, calculada a partir da equação $\frac{Pa}{Ps} \times 100 = h\%$, em que Pa: peso da água existente na amostra; Ps: peso da amostra seca; e h% o índice de umidade relativa. Sua padronização foi obtida dividindo-se o valor da umidade por 100, transformando os valores para a escala de 0 a 1. O mesmo ocorre com a escala de medição da cobertura arbórea, necessitando-se da mesma padronização.

O índice de área foliar tem sua escala variando de 0 a 10. Portanto, foi padronizada para a escala proposta (0 – 1), a partir da divisão do índice por 10.

Uma das formas de se padronizar as escalas é através da normalização linear, com base nas fórmulas apresentadas na Tabela 01, em que um atributo k tem um dado valor Z^k_i para a alternativa i (MATOS, 2018).

Tabela 01: Fórmulas de normalização. Fonte: Adaptado de MATOS (2018)

Fórmulas de transformação	Valores normalizados dos extremos da escala	Observações
$(z^k_i)_N = \frac{z^k_i - z^k_{min}}{z^k_{max} - z^k_{min}}$	Máximo = 1 Mínimo = 0	Atributos de maximização Ideal = 1
$(z^k_i)_N = \frac{z^k_{max} - z^k_i}{z^k_{max} - z^k_{min}}$	Máximo = 0 Mínimo = 1	Atributos de minimização Ideal = 1

A normalização linear, neste trabalho, foi aplicada para padronizar as medições de: densidade demográfica; periculosidade; remoção de PM10; albedo; e biomassa. Uma vez que o aumento do valor do indicador reflete melhores propriedades das áreas verdes, os indicadores de densidade demográfica, remoção de PM10 e biomassa utilizaram a primeira equação. Já a periculosidade utiliza a segunda equação, em que se percebe uma relação inversa do valor do indicador e as características desejáveis. Essas normalizações objetivaram inverter a escala dos indicadores tornando aumentos nos valores relacionados à aumento de características desejáveis das áreas verdes.

O albedo das árvores geralmente é baixo, devido à absorção de grande parte do ultravioleta e do espectro visível no processo de fotossíntese, tendo influência

inversamente proporcional na regulação climática, portanto, utilizou-se a segunda equação.

Quando considerado o serviço de regulação de controle de erosão, dois dos indicadores dados (capacidade de infiltração e coeficiente de escoamento) tiveram escalas invertidas. Uma maior condutividade hidráulica leva a uma menor capacidade de infiltração, logo quanto menor o valor da condutividade hidráulica, maior será seu valor no índice calculado. Seus valores são definidos em classificações, que foram inversamente tabelados. O coeficiente de escoamento superficial é inversamente proporcional à interceptação da chuva pela vegetação. Desta forma, as classes tabeladas também foram invertidas.

O indicador de umidade do ar é medido em campo. Todavia, o valor utilizado na tabela padronizada não é o dado em si obtido em campo. Conforme Ferreira et al (2015), após a medição em campo da umidade do ar, os dados foram tratados, utilizando o método paramétrico t de Student, em que se analisa a diferença estatística das médias e definiu a variância entre o ponto fixo no interior da área verde em análise e os transectos móveis. Deste modo, o valor que deve ser registrado na tabela de padronização indica se existe ou não diferença significativa entre a área verde urbana e seu entorno (0 – não existe; 1 – existe).

Avaliar se existe diferença significativa permite inferir sobre o conforto térmico e higrométrico que a área verde em questão garante à população. Embora seja uma análise relevante, a mesma exige um maior conhecimento e cálculos prévios para determinação dos valores a serem dispostos na tabela, impondo maior dificuldade ao uso do índice funcional aqui proposto.

A Tabela 02 resume as medições e padronizações feitas.

Tabela 02: Resumo das medidas e padronizações aplicadas

Elemento avaliado	Forma de medição	Dados obtidos	Classificação	Valor padronizado
Cobertura do solo (GUPTA et al, 2012)	Índice de verde	0-25%	Qualidade verde baixa	0,25
		25-50%	Qualidade verde moderada	0,50
		50-75%	Qualidade verde alta	0,75
		75-100%	Qualidade verde muito alta	1,0
Registro de existência de nascente	Existência de nascente	0	Sem registro de nascente	0
		1	Com registro de nascente	1
Umidade do solo (EMBRAPA, 1997)	Umidade atual	Gradiente de 0% a 100%	0% - Baixa umidade	De 0 a 1
			100% - Alta umidade	
Conectividade (HOTT, 2017)	Expoente de Hurst	Gradiente de 0 a 1	0 – Menor conectividade	De 0 a 1
			1 - Maior conectividade	
Biodiversidade (WATZLAWICK et al, 2014).	Índice de diversidade de Shannon	Gradiente de 0 a 1	1 – Maior diversidade	De 0 a 1
			0- Menor diversidade	
Densidade demográfica do entorno	Densidade demográfica do bairro	Variável quantitativa sem limite superior	Não se aplica	De 0 a 1
Periculosidade	Ocorrência por bairro	Variável quantitativa sem limite superior	Não se aplica	De 0 a 1
Capacidade de infiltração (EMBRAPA, 1997)	Condutividade hidráulica	< 0,03	Muito lenta	1,0
		0,03 a 0,12	Lenta	1,0
		0,12 a 0,48	Moderadamente lenta	0,75
		0,48 a 1,5	Moderada	0,75
		1,5 a 3,0	Moderadamente rápida	0,50
		3,0 a 6,0	Rápida	0,50
		> 6,0	Muito rápida	0,25
Interceptação da chuva pela vegetação (MANGONI et al, 2010)	Coeficiente de escoamento superficial	0-25%	Baixo escoamento	1,0
		25-50%	Moderado escoamento	0,75
		50-75%	Alto escoamento	0,50
		75-100%	Muito alto escoamento	0,25

Elemento avaliado	Forma de medição	Dados obtidos	Classificação	Valor padronizado
Índice de área foliar (ROBINSON; LUNDHOLM, 2012)	Índice de área foliar	0 - 10	0 – Solo exposto 10 – Florestas densas	De 0 a 1
Umidade do ar (FERREIRA et al, 2015)	Umidade relativa do ar	0	Sem diferença estatística significativa	0
		1	Diferença estatística significativa	1
Albedo (ROBINSON; LUNDHOLM, 2012)	Albedo	Gradiente de 0 a 1	0 - Nenhuma reflexão	De 1 a 0
			1 - Reflexão perfeita	
Remoção de PM10 (BOTTALICO et al, 2017)	Remoção de PM10	Variável quantitativa sem limite superior	Não se aplica	De 0 a 1
Biomassa (MIRANDA et al, 2011)	Equação alométrica	Variável quantitativa sem limite superior	Não se aplica	De 0 a 1
Cobertura arbórea (HANSEN et al, 2003)	Porcentagem de cobertura arbórea	0-25%	Baixa cobertura	0,25
		25-50%	Média cobertura	0,50
		50-75%	Alta cobertura	0,75
		75-100%	Muito alta cobertura	1

Um script em R (v. 3.5.1) foi escrito para realizar a padronização dos dados.

Para iniciar a aplicação do índice e realizar a padronização dos dados, primeiramente, é necessário impostar os dados da tabela (denominada como dados.xlsx) criada no Excel para o software R. Para isso, utiliza-se o código do Anexo 01.

Após a importação da tabela, utiliza-se o código disponível no Anexo 02 para realizar a padronização dos dados. Ao fim da execução deste código, os dados dos sub-indicadores encontram-se dispostos para cada área de forma padronizada, numa escala que varia entre 0 e 1.

2.5 MÉTODO DE INTEGRAÇÃO

Diversos métodos de integração encontram-se disponíveis para a elaboração de um índice, a partir da compilação de seus indicadores. O método utilizado para construção do índice proposto neste trabalho foi o cálculo de área formada pelo polígono gerado pelos indicadores em um gráfico do tipo Radar (também conhecido como Spider Diagram ou Kiviat). Este método já foi utilizado para compilação de índices funcionais, como o Índice de Eficiência de Serviços Ecológicos (ESEI), proposto por Wang et al. (2012).

Um script em R (v. 3.5.1) foi escrito para realizar a construção de gráficos do tipo radar dos indicadores, bem como calcular a área do polígono gerado. Esse código esteve baseado em procedimento proposto por Wilke (2017).

A integração de indicadores foi considerada em dois níveis. Primeiramente, foi considerada a integração de indicadores para cada serviço ecossistêmico obtendo-se sub-índices que refletem a mensuração dos serviços. Os sub-índices dos serviços foram então integrados novamente, seguindo mesma metodologia, em um índice geral que integra todas as mensurações de serviços ecossistêmicos das manchas analisadas.

2.6 PADRONIZAÇÃO DOS SUB-ÍNDICES

Após a aplicação do método de integração no primeiro nível (compilação dos indicadores para cada sub-índice), obtêm-se um gráfico radar para cada serviço ecossistêmico (sub-índice de serviço ecossistêmico). Aplicando-se o cálculo da área interna ao gráfico, tem-se o valor do sub-índice para cada um dos oito serviços ecossistêmicos avaliados, ou seja, tem-se os valores dos sub-índices a serem utilizados para o cálculo do índice funcional.

Quatro sub-índices dos serviços foram compostos de três indicadores, tendo sua área máxima dada por um triângulo. Outros quatro sub-índices foram compostos de duas medidas, tendo sua “área” máxima dada por um segmento de reta (neste caso, não se trata de uma área, mas sim um comprimento que aqui será denominado como “área” para fins de analogia). Como cada sub-índice de serviço ecossistêmico é também um indicador para o índice geral proposto, foi necessário incluir uma nova etapa de padronização dos valores dos sub-índices antes da realização da etapa de integração para cálculo do índice final.

Para a realização dessa nova padronização foi considerado também o método da normalização linear, como visto anteriormente. Uma vez que todos os sub-índices de serviços já possuem escalas que se elevam quando as áreas possuem características mais desejáveis não houve necessidade de inversão de escala nessa etapa e, portanto, foi utilizado apenas a fórmula de transformação $(z_i^k)_n = \frac{z_i^k - z_{min}^k}{z_{ma}^k - z_{min}^k}$ (MATOS, 2018).

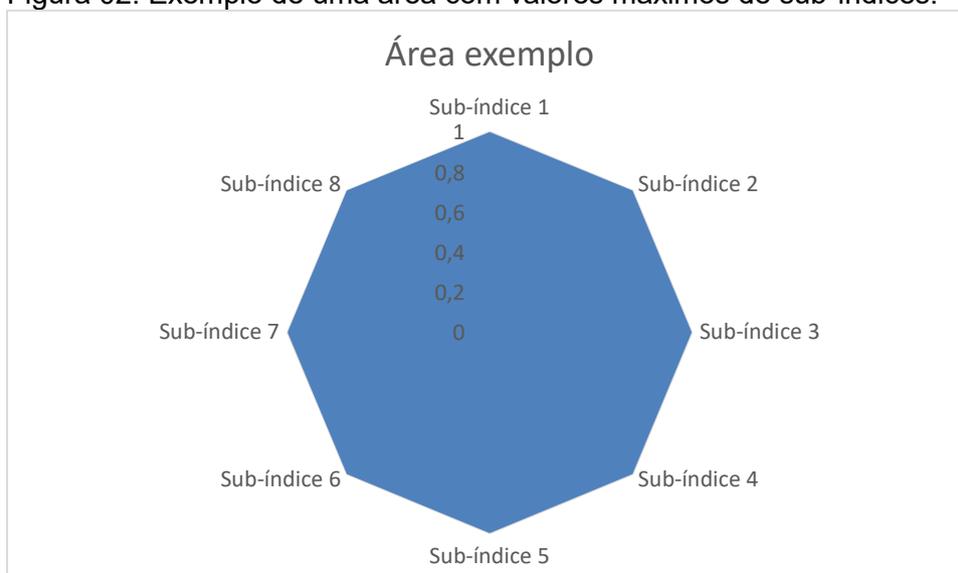
Considerando que todas as áreas mínimas são conhecidas e têm valor nulo, as equações ficaram: $Ap = \frac{A}{A_{max}}$, em que Ap = área padronizada; A = área calculada pelo programa R; e A_{max} = área máxima para cada serviço. Como as áreas máximas também são conhecidas, nos serviços compostos por duas medidas, a “área” máxima é um segmento de reta de valor 2; para os demais serviços, a área máxima é um triângulo equilátero de área 1,3.

Uma vez que todas as áreas mínimas são conhecidas e têm valor nulo, as equações foram simplificadas para: $Ap = \frac{A}{A_{max}}$, em que Ap = área padronizada; A = área calculada pelo programa R; e A_{max} = área máxima para cada serviço. Para sub-índices compostos por dois indicadores o valor máximo foi considerado um segmento de reta de valor 2; para sub-índices compostos por três indicadores foi considerada a área máxima do triângulo equilátero formado (valor 1,3).

2.7 TRANSFORMAÇÃO DO RESULTADO DO ÍNDICE FUNCIONAL QUANTITATIVO EM UMA ESCALA QUALITATIVA

Ao se aplicar o método do gráfico de radar, obtém-se um gráfico espacialmente definido. O valor do índice é dado pela área preenchida por este gráfico. O índice proposto foi composto por 8 sub-índices, dados pelos serviços ecossistêmicos avaliados. A área máxima obtida para o gráfico é dada por um octógono de área 2,83, como na Figura 02.

Figura 02: Exemplo de uma área com valores máximos de sub-índices.



Mantendo-se a padronização realizada ao longo do trabalho, a variação da escala do índice também será de 0 a 1. Utilizando a normalização linear com valores de mínimo (nulo) e máximo conhecidos, temos que a área do gráfico – ou seja, o índice final –

será dado a partir da equação: $I = \frac{A}{A_{max}}$, em que A = área calculada pelo programa R; Amax = área máxima equivalente ao octógono; e I é o valor final do índice proposto.

Após a padronização do resultado final, propõe-se que se classifique as áreas avaliadas a partir de seus índices. Para tal classificação, propõem-se a divisão dos resultados em quartis. Os quartis são medidas descritivas, ou seja, objetivam reduzir um conjunto de dados observados a um pequeno grupo de valores em que se fornece a informação relevante sobre o dado (PIANA, MACHADO e SELAU, 2009). Dentre as medidas descritivas, o quartil é uma medida separatriz que, segundo os autores, indicam os limites para proporções observadas em um conjunto.

Os quartis são três medidas que dividem o conjunto de dados (ordenado) em quatro partes iguais: no primeiro quartil, Q1, 25% dos valores ficam acima e 75% ficam abaixo desta medida; no segundo quartil, Q2, os dados são divididos igualmente, 50% acima e 50% abaixo desta medida (coincide com a mediana); e no terceiro quartil, Q3, 75% dos valores ficam abaixo e 25% ficam acima desta medida (PIANA, MACHADO e SELAU, 2009).

De acordo com os autores, a obtenção dos quartis consiste num processo em que, primeiro, deve-se ordenar os dados e, em seguida, determinar a posição (p) do quartil no conjunto de dados ordenados. A determinação de p depende se o valor de dados é par ou ímpar: se ímpar, $p = \frac{i(n+1)}{4}$; se ímpar, $p = \frac{in+2}{4}$, em que i vale 1, 2 ou 3. O quartil Qi terá seu valor referente ao conjunto de dados que ocupa a posição p, se p for um número inteiro, ou referente à média aritmética dos valores que ocupam as posições acima e abaixo imediatamente próximas de p, se p não for inteiro.

A divisão dos resultados dos índices funcionais calculados para as áreas verdes urbanas em quartis determina (para aquela amostra específica de áreas verdes urbanas consideradas):

- Abaixo do Q1: os 25% das áreas com resultado muito baixo, ou seja, as áreas verdes urbanas que prestam os serviços ecossistêmicos em pior qualidade e/ou inferior quantidade de serviços ecossistêmicos quando comparadas às demais áreas analisadas, prioritárias para processos de restauração;

- Entre Q1 e Q2: os 25% das áreas com resultado baixo, ou seja, as áreas verdes urbanas que prestam os serviços ecossistêmicos com qualidade de regular para pior, ou seja, as áreas verdes urbanas que têm quantidade de serviços mediana e/ou qualidade de serviços ecossistêmicos entre média e inferior quando comparadas às demais áreas analisadas;
- Entre Q2 e Q3: os 25% das áreas com resultado bom, ou seja, as áreas verdes urbanas que prestam serviços ecossistêmicos com qualidade de regular para melhor, ou seja, as áreas verdes urbanas que têm quantidade de serviços ecossistêmicos mediana e/ou qualidade de serviços ecossistêmicos entre média e superior quando comparadas às demais áreas analisadas;
- Acima de Q3: os 25% das áreas com resultado muito bom, ou seja, as áreas verdes urbanas que prestam os serviços ecossistêmicos em melhor qualidade e/ou superior quantidade de serviços ecossistêmicos quando comparadas às demais áreas analisadas, prioritárias para processos de conservação.

Foi criado um script para que o software R realize esta classificação, baseada na prestação dos serviços ecossistêmicos:

- Abaixo do Q1: Muito baixo
- Entre Q1 e Q2: Baixo
- Entre Q2 e Q3: Médio
- Acima de Q3: Alto

A divisão em quartis permite uma melhor análise dos resultados do índice funcional, com base nos objetivos dos gestores, a partir dos resultados obtidos de cada grupo de área verde urbana avaliada.

2.8 SIMULAÇÃO DA APLICAÇÃO DO ÍNDICE FUNCIONAL

Visando compreender o comportamento do índice proposto, aplicou-se o índice para três áreas distintas simuladas. As três áreas simuladas foram denominadas de A1, A2 e A3. Os dados, apesar de terem sido hipotéticos, foram construídos tendendo aproximar-se de valores possíveis de manchas reais. Os dados informados para a área A1 foram definidos de forma aleatória. Os dados para a área A2 foram intencionalmente definidos de modo que metade dos indicadores tivessem valor

máximo (1) e a outra metade tivessem valores mínimos (nulo). Já a terceira área, A3, teve os valores de seus indicadores intencionalmente definidos como valores medianos, próximos a 0,5. O objetivo destes valores para as áreas A2 e A3 foi avaliar se áreas com configurações diferentes podem ter valores similares do índice funcional final.

Após a definição dos dados, foram aplicados os códigos para padronização dos indicadores, cálculo dos sub-índices de serviços ecossistêmicos, padronização dos sub-índices e cálculo do índice funcional e, por fim, padronização do valor final do índice funcional. A execução do índice foi realizada no pacote R (versão 3.5.1) (código em anexo).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Das quatro categorias de serviços ecossistêmicos existentes, Maes et al. (2015), Gunawan; Armitage; Philip (2013), Zawadzka et al. (2017) e Alam; Dupras; Messier (2016) utilizaram apenas três para composição de índices funcionais de áreas verdes. Dan; Ru-Song (1998) utilizaram apenas indicadores de serviços culturais e de regulação, enquanto Wang et al. (2012) utilizaram apenas indicadores de serviços ecossistêmicos da categoria regulação.

Observa-se que nenhum dos artigos avaliados efetivamente abrangeu todos os tipos de serviços ecossistêmicos, sendo assim uma limitação dos índices gerados por esses autores. Os serviços ecossistêmicos definidos como indicadores para o índice funcional proposto neste trabalho foram determinados por Coelho; Carvalho (in prep.), após revisão da literatura. Ao utilizar como um dos critérios para escolha dos indicadores a existência de, ao menos, um serviço ecossistêmico de cada tipo, objetivou-se sanar tal limitação, compreendendo uma maior abrangência das dimensões dos serviços ecossistêmicos.

Os métodos de integração comumente utilizados em índices na literatura adequam-se às ferramentas disponíveis e objetivos de cada índice. Os índices que utilizam ponderação como método de integração incorporam subjetividade na determinação dos pesos de cada indicador na composição final do índice. Por outro lado, mesmo a não utilização de ponderações também pode ser considerada uma limitação, uma vez que todos os serviços ecossistêmicos passam a contribuir com a mesma influência nas tomadas de decisões. No presente índice desenvolvido adotou-se o uso do diagrama de radar e a padronização das escalas dos indicadores de serviços ecossistêmicos o que implica na não utilização de pesos para ponderação dos indicadores, optou-se, portanto, na priorização da objetividade eliminando etapas de atribuição subjetiva de pesos.

De acordo com Howse et al. (1999), os Gráficos Radar combinam e estendem os diagramas de Venn e os círculos de Euler, expressando restrições entre conjuntos e relações com outros conjuntos. Segundo Reske Filho e de Rocchi (2008), o Gráfico

Radar origina-se remetendo ao antigo harmonograma, incorporando também procedimentos da análise SWOT; tendo sido proposto como um “procedimento original de expressar e comparar o desempenho de entidades econômicas”, ou seja, um instrumento de visualização de desempenho para comparações entre distintas situações. Ainda de acordo com os autores, este método apresenta grandes vantagens, quando comparado à instrumentos semelhantes (tais como Matriz de Ansoff, Gráfico BVG e Gráfico GE/McKinsev).

Os dados simulados utilizados para teste do índice proposto utilizaram a lógica de medidas em manchas de vegetação a serem determinadas pelo usuário-gestor. A utilização do índice proposto no presente trabalho deve estar combinada, onde possível, com a obtenção de dados por sensoriamento remoto o que implicará na redução de custo e efetiva aplicação do método. Entretanto, uma das problemáticas existentes ao realizar medições de forma remota é a diferença de escala existente entre algumas medidas. Conforme Gunawan; Armitage; Philip (2013), a natureza intensivamente heterogênea da cobertura urbana causa problemas devido aos altos níveis de pixels misturados nas imagens de média resolução, resultado em confusão de resultados.

De acordo com Alonzo et al. (2016), as medições de estrutura e função dos recursos florestais urbanos são realizadas utilizando-se métodos de amostragem de parcelas (poligonais), o que produz resultados úteis como estimativas de tipo de uso de terra, área foliar e redução da poluição. Todavia, o fato destas estimativas serem para grandes áreas perde-se especificidade espacial. Softwares de coletas de dados, tais como o Invest (ISELY et al., 2010), LUISA (MAES et al., 2014) e i-Tree (I-TREE, 2007) têm seus dados disponibilizados, em sua maioria, utilizando a escala de poligonal.

Deste modo, apesar das generalizações que ocorrem ao se utilizar uma mancha, perdendo-se as características específicas (por exemplo, tamanho de copa de árvore e diâmetro à altura do peito – DAP), para o objetivo proposto, a escala de medida dos indicadores de poligonal foi considerada adequada.

A tabela 03 apresenta dos dados simulados para os indicadores de serviços ecossistêmicos propostos em três áreas (A1, A2 e A3).

Tabela 03: Dados dos indicadores para as áreas A1, A2 e A3.

Sub-indicador	Valor A1	Valor A2	Valor A3
Cobertura do solo	84%	80%	49%
Registro de existência de nascente	1	1	1
Umidade do solo	73%	99%	50%
Conectividade	0,54	0,2	0,55
Biodiversidade	0,43	0,3	0,45
Densidade demográfica do entorno	13,32	40	26
Periculosidade	15	80	45
Capacidade de infiltração	0,7	0,04	2
Interceptação da chuva pela vegetação	67%	85%	53%
Índice de área foliar	8,5	9	5
Umidade do ar	1	0	1
Albedo	0,1	0,48	0,29
Remoção de PM10	77,9 t	90 t	85 t
Biomassa	12 t	4 t	8 t
Cobertura arbórea	76%	87%	43%

A cobertura do solo, registro de existência de nascente, conectividade e cobertura arbórea podem ser medidos através de sensoriamento remoto. A umidade do solo e do ar, biodiversidade, capacidade de infiltração, interceptação da chuva pela vegetação, remoção de PM10, índice de área foliar, albedo e biomassa podem ser medidos em campo, através de técnicas específicas. Os dados de densidade demográfica e periculosidade são disponibilizados pelos órgãos competentes, tais como Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e Secretaria de Segurança Pública (SSP).

A figura 03 apresenta uma síntese dos dados importados para o R.

Figura 03: Dados dos indicadores importados para o programa R-3.5.1.

```
## areas csolo rnascente usolo cconectividade biodiversidade dentorno
## 1 area1 0.84 1 0.73 0.54 0.43 13.32
## 2 area2 0.80 1 0.99 0.20 0.30 40.00
## 3 area3 0.49 1 0.50 0.55 0.45 26.00
## periculosidade cfiltracao ivegetacao ifoliar uar albedo remocaopm10
## 1 15 0.70 0.67 8.5 1 0.10 77.9
## 2 80 0.04 0.85 9.0 0 0.48 90.0
## 3 45 2.00 0.53 5.0 1 0.29 85.0
## biomassa carborea
## 1 12 0.76
## 2 4 0.87
## 3 8 0.43
```

Com os dados importados, procedeu-se as padronizações dos indicadores para a escala 0 – 1. Os sub-indicadores conectividade e biodiversidade já são dados dentro da padronização especificada. Cobertura do solo, capacidade de infiltração, interceptação da chuva pela vegetação seguem valores tabelados, dentro da padronização proposta. Registro de existência de nascente e umidade do ar utilizam uma tabulação binária, em que 1 indica presença e 0 indica ausência. Os sub-indicadores umidade do solo e cobertura arbórea, por serem dados em porcentagem, foram padronizados a partir da divisão de seus valores por 10. O índice de área foliar tem sua escala de variação de 0 – 10, logo necessita que seu valor seja dividido por 10 para que ocorra a padronização. Por fim, os sub-indicadores densidade demográfica do entorno, periculosidade do entorno, albedo, remoção de PM10 e biomassa teve sua padronização realizada a partir da normalização linear.

A utilização da normalização linear necessita que seja utilizado um valor máximo e um valor mínimo em seu cálculo. No caso dos indicadores que utilizaram esta normalização, não existe um valor máximo definido, pois são variáveis quantitativas sem um limite superior. Deste modo, os valores mínimos e máximos utilizados foram os mínimos e máximos dos valores obtidos para todas as áreas verdes analisadas.

Esta situação impõe que o índice funcional aqui proposto só pode ser aplicado de forma comparativa entre áreas verdes urbanas. Isto é, não é possível aplicá-lo para análise individual de uma área verde urbana específica, pois alguns de seus sub-indicadores são padronizados de forma comparativa. A obrigatoriedade de se utilizar este índice funcional aplicado a uma análise espacial mais ampla (ex: análise de áreas verdes urbanas em um bairro ou em um município) é uma das limitações apresentadas em seu desenvolvimento.

A figura 04 apresenta os indicadores padronizados.

Figura 04: Dados dos indicadores padronizados após aplicação do código do Anexo 02

```

##  areas n_csolo n_rnascente n_usolo n_cconectividade n_biodiversidade
## 1 area1 1.0 1 0.73 0.54 0.43
## 2 area2 1.0 1 0.99 0.20 0.30
## 3 area3 0.5 1 0.50 0.55 0.45
##  n_dentorno n_periculosidade n_cinfiltracao n_ivegetacao n_ifoliar n_uar
## 1 0.00 1.00 0.75 0.50 0.85 1
## 2 1.00 0.00 1.00 0.25 0.90 0
## 3 0.48 0.54 0.50 0.50 0.50 1
##  n_albedo n_remocaopm10 n_biomassa n_carborea
## 1 1.0 0.00 1.0 0.76
## 2 0.0 1.00 0.0 0.87
## 3 0.5 0.59 0.5 0.43

```

Em seguida, após a padronização dos indicadores, foi realizada a compilação dos indicadores para obtenção dos sub-índices.

Observa-se que diferentes serviços ecossistêmicos utilizam os mesmos indicadores: cobertura do solo é utilizado para quatro serviços e capacidade de infiltração e índice de área foliar são utilizados para dois serviços cada. A escolha dos indicadores foi pautada em revisão de literatura. Todavia, por artigos distintos abordarem serviços ecossistêmicos utilizados como indicadores neste índice proposto, ocorreu a sobreposição destes indicadores.

Isto se caracteriza como uma limitação ao índice funcional aqui proposto, pois ocorre redundância de valores em sua construção. Entretanto, pelo processo de integração proposto, em que os sub-índices são calculados a partir das áreas formadas nos gráficos, não ocorrerá exatamente uma duplicação da informação, visto que o resultado dependerá de todo conjunto dos indicadores dentro de cada sub-índice.

Os gráficos de cada área (A1, A2 e A3) para cada um dos sub-índices (serviços ecossistêmicos) podem ser vistos nas Figuras 05 a 12.

Figura 05: Gráfico do serviço ecossistêmico Fornecimento de água

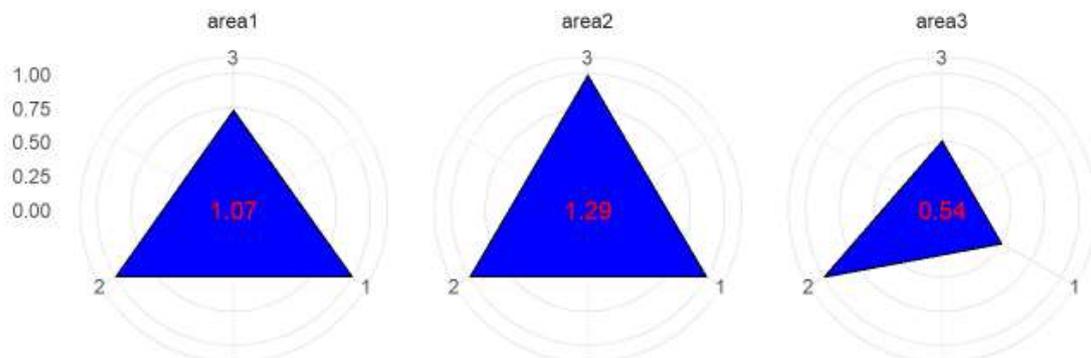


Figura 06: Gráfico do serviço ecossistêmico Refúgio

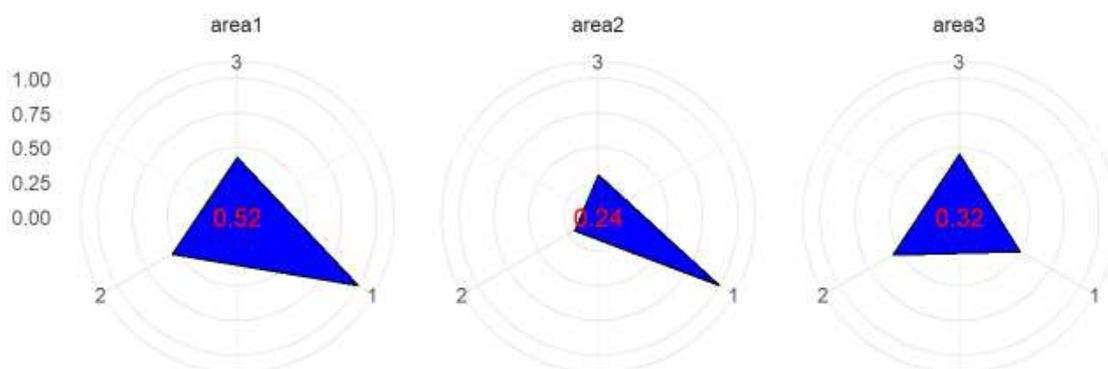


Figura 07: Gráfico do serviço ecossistêmico Recreação

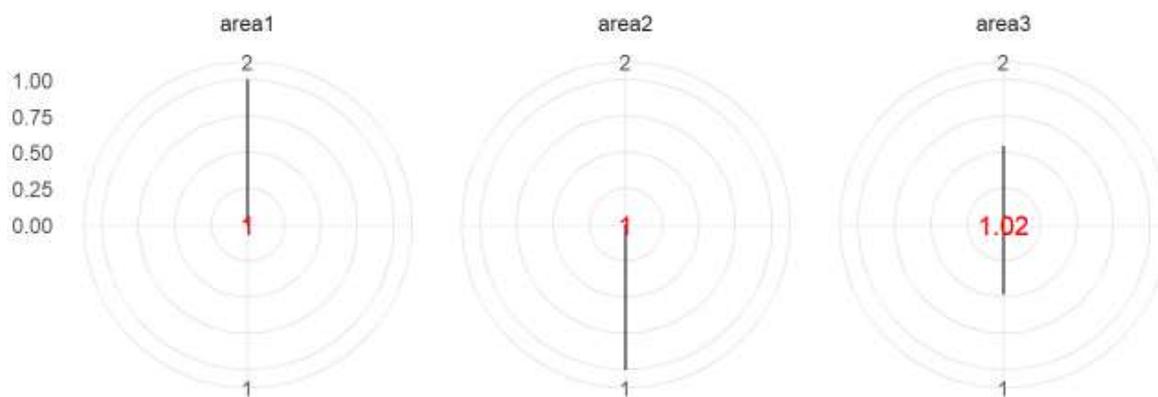


Figura 08: Gráfico do serviço ecossistêmico Controle de erosão

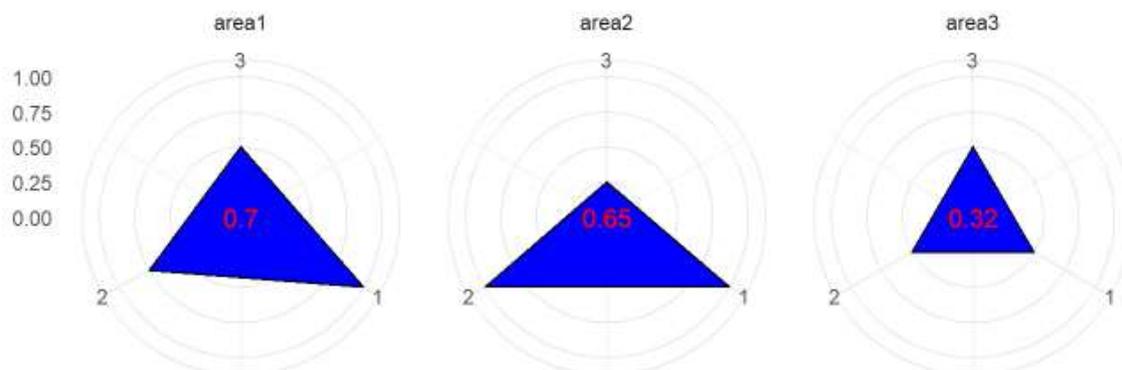


Figura 09: Gráfico do serviço ecossistêmico Regulação climática

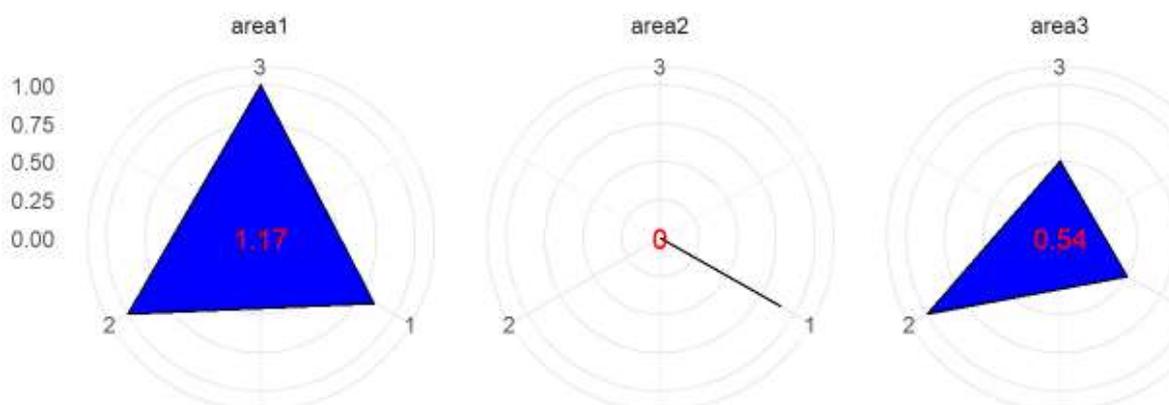


Figura 10: Gráfico do serviço ecossistêmico Regulação da água

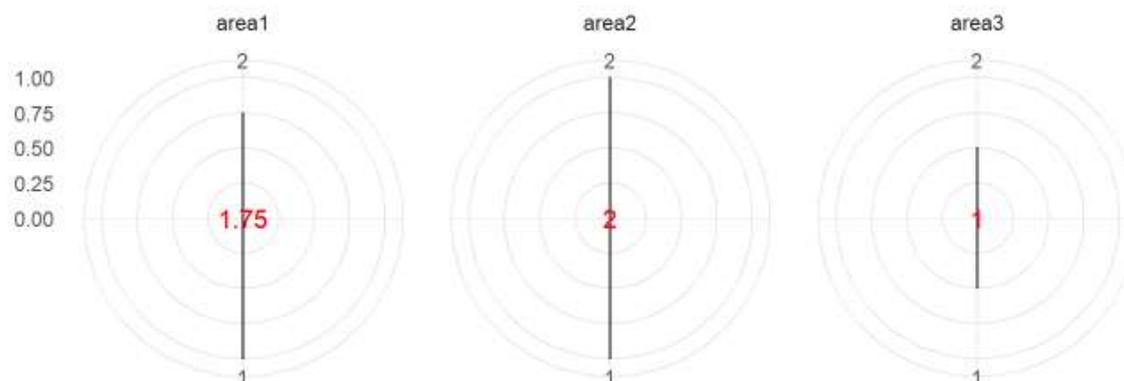


Figura 11: Gráfico do serviço ecossistêmico Regulação da água

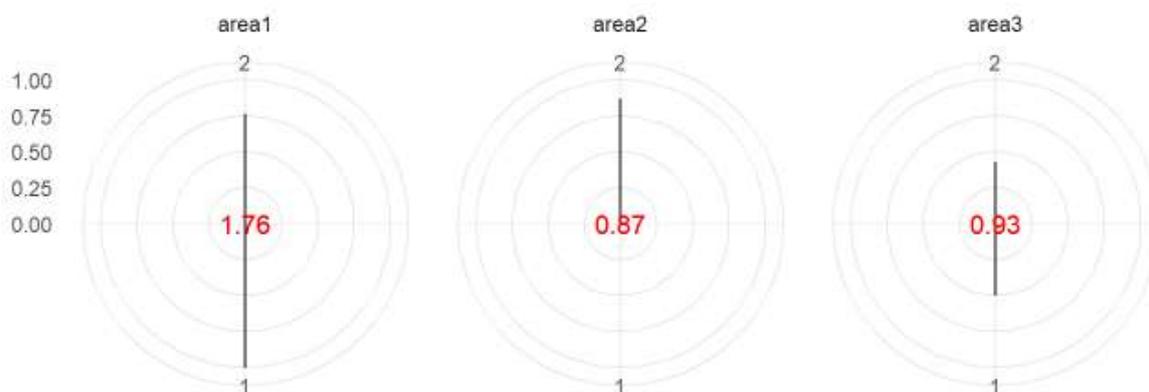
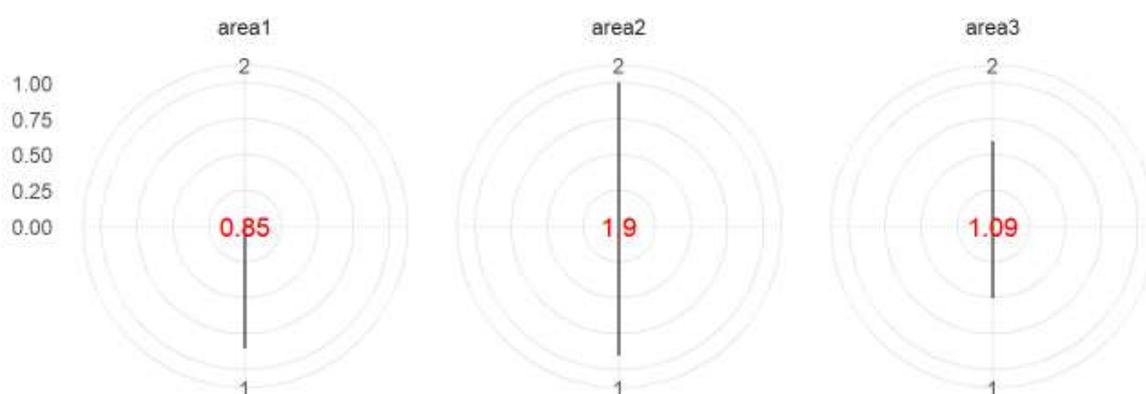


Figura 12: Gráfico do serviço ecossistêmico Retenção de poeira



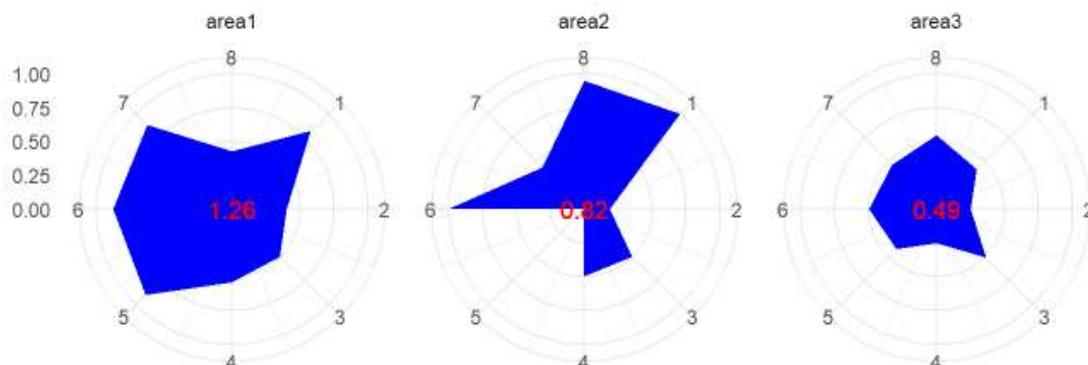
A figura 13 apresenta os resultados dos sub-índices padronizados para cada área verde simulada.

Figura 13: Dados dos sub-índices padronizados após execução do código disponível no Anexo 04

```
## areas n_subagua n_subrefugio n_subrecreacao n_suberosao n_subclima
## 1 area1 0.8200000 0.4007333 0.50 0.5416667 0.9000000
## 2 area2 0.9933333 0.1866667 0.50 0.5000000 0.0000000
## 3 area3 0.4166667 0.2491667 0.51 0.2500000 0.4166667
## n_subreg_agua n_subcarbono n_subpoeira
## 1 0.875 0.880 0.425
## 2 1.000 0.435 0.950
## 3 0.500 0.465 0.545
```

A próxima etapa é a execução do índice em si, utilizando os oito indicadores anteriormente calculados. A figura 14 apresenta o resultado do índice funcional calculado a partir dos sub-índices.

Figura 14: Gráficos de radar correspondentes ao índice funcional de cada área em análise, após a execução do código disponível no Anexo 05.



A figura 15 apresenta o resultado do índice funcional calculado e normalizado para escala 0 – 1.

Figura 15: Índice funcional – valores finais padronizados

```
## # A tibble: 3 x 3
##   areas area norm_indice
##   <fct> <dbl>     <dbl>
## 1 area1 1.26         0.446
## 2 area2 0.820         0.290
## 3 area3 0.489         0.173
```

Após o fim da aplicação do índice funcional, realiza-se a classificação dos resultados em quartis, como pode ser visualizado na figura 16.

Figura 16: Classificação do Índice funcional

```
## # A tibble: 3 x 4
##   areas area norm_indice classificacao
##   <fct> <dbl>     <dbl> <chr>
## 1 area1 1.26         0.446 alto
## 2 area2 0.820         0.290 baixo
## 3 area3 0.489         0.173 muito baixo
```

No exemplo aqui utilizado, pelo número de áreas verdes analisadas ser baixo (apenas três), não é possível visualizar um conjunto de dados que pertença a cada uma das zonas delimitada pelos quartis (a classe “Médio” não teve nenhuma área pertencente).

A área A3 obteve o pior resultado comparativo dentre as áreas verdes urbanas fictícias avaliadas, classificada como prestação de serviço muito baixo. Seu rendimento, a partir da análise de seus serviços ecossistêmicos é de pouco mais que 17%. Pode-se afirmar que esta seria uma área crítica, que precisaria de um processo de restauração intenso para que não venha a perder o pouco de serviço ecossistêmico ainda prestado.

A área A2 teve um resultado mediano dentre as três áreas analisadas. Na análise comparativa, foi classificada com prestação de serviço baixo, tendo um rendimento de 29%. Mesmo baixo, esse rendimento é o rendimento regular dentre as áreas verdes urbanas fictícias avaliadas.

A área A1, na análise comparativa, teve o melhor resultado dentre os índices funcionais – 0,446, classificada como prestação de serviço alto. Pode-se inferir que, por ser a área de melhor resultado, a A3 seria uma área prioritária para conservação dentre as áreas verdes urbanas fictícias avaliadas. Apesar de ser o maior índice funcional, seu rendimento de pouco menos que 45% poderia ser melhorado, com ações também de restauração.

De modo geral, podemos inferir que as áreas que obtiverem melhor rendimento do índice funcional caracterizam-se como áreas prioritárias para a conservação ambiental. Deve-se essa conclusão ao fato das mesmas terem a melhor prestação de serviços ecossistêmicos no comparativo, ou seja, são as áreas que melhor contribuem para a qualidade de vida e bem-estar da população. Áreas com rendimentos baixos devem ser consideradas áreas críticas, para uma atuação de restauração ambiental, visando reestabelecer a prestação de serviços ecossistêmicos das mesmas, contribuindo para a melhoria da qualidade de vida e bem-estar de todos.

Vale ressaltar que, em uma situação real, o resultado do índice funcional não deve ser a única informação determinar as ações da gestão ambiental para as áreas verdes

avaliadas. Isto se deve ao fato de que qualquer índice possui vantagens e desvantagens.

A grande vantagem da utilização de um índice é a melhora na performance da análise, pois reduz consideravelmente os dados a serem analisados, torna a consulta mais rápida e possui um ordenamento. Todavia, o índice, em sua construção, compacta informações que podem trazer uma simplificação excessiva ao dado, levando a uma análise equivocada. Além disso, um índice é a integração de diferentes indicadores o que pode levar a situação de áreas muito discrepantes em termos de indicadores diferentes possuírem valores finais de índices semelhantes.

Por este motivo, sugere-se que a análise deste índice funcional proposto seja realizada em conjunto com o gráfico radar gerado, que permite identificar quais dos indicadores possui melhores e piores valores em cada uma das áreas avaliadas, além de permitir compreender a distribuição espacial dos indicadores (se seguem uma distribuição mais igualitária, como ocorre na A3 ou se possuem grande discrepância de valores, como ocorre na A2).

O uso do índice funcional, juntamente com o gráfico de radar gerado para as áreas verdes urbanas avaliadas, e o contexto da região em análise permitem um embasamento para a tomada de decisão na gestão ambiental urbana, permitindo a melhora da eficácia do planejamento.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As áreas verdes urbanas impactam positivamente o bem-estar e a qualidade de vida da população, devido aos benefícios prestados – os serviços ecossistêmicos. Tais serviços são classificados como de regulação, provisão, suporte ou cultural.

A abordagem dos serviços ecossistêmicos é crescentemente aplicada no contexto da gestão ambiental urbana, pois a avaliação e o monitoramento das áreas verdes urbanas, utilizando os serviços ecossistêmicos como ferramenta, orientam o planejamento ambiental urbano.

Inúmeros artigos abordam metodologias para medição dos serviços ecossistêmicos e/ou elaboração de índices funcionais, nos quais se avalia a área verde urbana a partir da prestação dos seus serviços ecossistêmicos.

Objetivando a proposição de um índice funcional, após a revisão de literatura, foram elencados oito serviços ecossistêmicos, e os indicadores utilizados para medir cada destes serviços. Utilizando o software R – 3.5.1, foi possível desenvolver um código que executa o índice funcional.

O código pode ser dividido em sete partes: 1. Imposta a tabela dos dados dos sub-indicadores do Microsoft Excel para o R – 3.5.1; 2. Padroniza os dados dos sub-indicadores para a escala 0 -1; 3. Compila os sub-indicadores utilizando o método do gráfico de radar em oito sub-índices, correspondentes a cada indicador (serviços ecossistêmicos); 4. Padroniza os dados dos indicadores para a escala 0 -1; 5. Compila os valores dos indicadores utilizando o método do gráfico de radar em um índice funcional; 6. Padroniza os valores obtidos do índice funcional na escala 0 – 1; e 7. Classificação do índice. Ao final, os valores dos índices funcionais são divididos em quartis para permitir uma melhor análise.

O índice funcional proposto possui algumas limitações específicas, decorrentes do seu desenvolvimento. A primeira delas é a maior dificuldade na obtenção do dado de umidade do ar. O valor a ser apresentado na tabela de dados do Microsoft Excel não

é apenas o valor encontrado em campo, mas sim o registro em binário (0 para inexistente e 1 para existente) da existência de diferença significativa entre as medidas realizadas no interior da área verde e nos transectos móveis. Este dado exige maior competência para sua execução, do que apenas a medição em campo.

Outra limitação se apresenta na obrigatoriedade da aplicação do índice ser feita de forma comparativa entre diversas áreas verdes urbanas, impossibilitando a análise individual de uma área. Isto ocorre devido à padronização de alguns indicadores utilizarem o método da normalização linear, por serem dados quantitativos sem limite superior. Deste modo, é necessário utilizar como valor máximo aquele valor máximo dentre os valores amostrados.

Uma última limitação ocorre devido à sobreposição de indicadores na construção dos sub-índices. Embora exista a sobreposição, o método de compilação baseado na área final do gráfico implica que o resultado derive da correlação entre os indicadores, e não de seus valores individuais. Logo, o valor de cada sub-índice depende do conjunto de todos seus indicadores, amenizando a sobreposição existente.

Além dessas limitações, existe ainda a relativa à qualquer índice uma vez que acaba por compactar informações em sua compilação, podendo gerar análises simplificadas e, até mesmo, equivocadas – pois pode mascarar os resultados.

Neste ponto, a análise do índice funcional juntamente com a análise do gráfico de radar gerado pode diminuir os equívocos, pois a análise espacial do gráfico permite identificar a forma de dispersão dos indicadores e os indicadores mais críticos. O contexto da região em análise também deve ser levado em consideração no momento da análise do índice funcional e da definição das diretrizes para a gestão ambiental.

Apesar das limitações, acredita-se que o índice funcional proposto se apresenta como uma boa ferramenta para a gestão ambiental urbana, visto que permite compreender quais as áreas prestam a maior quantidade de serviços ecossistêmicos e a qualidade desta prestação. De modo geral, áreas verdes com índice funcional acima do terceiro quartil têm melhor qualidade e, teoricamente, contribuem mais intensamente para o bem-estar da população. Áreas verdes com índice funcional abaixo do primeiro quartil

têm situação crítica, e devem ser objeto de restauração ambiental para que melhorem sua prestação de serviços ecossistêmicos, contribuindo ainda mais para a qualidade de vida e bem-estar da população.

O índice proposto, potencialmente, atende ao seu objetivo inicial de ser uma ferramenta para a gestão ambiental urbana, que auxilia o planejamento e, pode contribuir para um ambiente mais sustentável, uma zona urbana com melhor qualidade e conforto ambiental.

Referência Bibliográfica – Capítulo 2

ALAM, M., DUPRAS, J. AND MESSIER, C. 2016. A framework towards a composite indicator for urban ecosystem services. **Ecological Indicators**. Vol 60, p. 38 – 44.

ALONZO, M.; MCFADDEN, J. P.; NOWAK, D. J.; ROBERTS, D. A. 2016. Mapping urban forest structure and function using hyperspectral imagery and lidar data. **Urban Forestry & Urban Greening**. Vol 17, 1 June 2016, p. 135-147.

ARAUJO, A. G. de. 2004. **Estimativa e classificação da compactação do solo pelo tráfego de máquinas agrícolas através de modelagem nebulosa**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. São Paulo – SP. 241 p.

BOTTALICO, F.; TRAVAGLINI, D.; CHIRICI, G.; GARFI, V.; GIANNETTI, F.; DE MARCO, A.; FARES, S.; MARCHETTI, M.; NOCENTINI, S.; PAOLETTI, E.; SALBITANO, F.; SANESI, G. 2017. A spatially-explicit method to assess the dry deposition of air pollution by urban forests. **Urban Forestry & Urban Greening**. Vol 27, October 2017, p. 221-234.

BRASIL, 2012. **Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Brasília – DF.

CLERICI, N.; RUBIANO, K.; ABD-ELRAHMAN, A.; HOESRWRRLER, J. M.; ESCOBEDO, F. 2016. Estimating Aboveground Biomass and Carbon Stocks in Periurban Andean Secondary Forests Using Very High Resolution Imagery. **Forests**. 2016, 7(7), 138.

COELHO, E. B.; CARVALHO, G. C. (in prep.) Capítulo 1 – Revisão de literatura sobre índices funcionais acerca de serviços ecossistêmicos. **Avaliação Funcional de Áreas Verdes Urbanas para Priorização na Gestão Ambiental: Revisão e Aplicação**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia. Universidade Federal da Bahia.

DALLIMER, M.; DAVIERS, Z. G.; IRVINE, K. N.; MALTBY, L.; WARREM, P. H.; GASTON, K. J.; ARMSWORTH, P. R. 2014. What personal and environmental factors determine frequency of urban greenspace use? **Internacional Journal of Environmental Research and Public Health**. 2014, 11(8), 7977-7992.

DAN, H.; RU-SONG, W. 1998. An integrated approach to evaluation on ecological service functions for urban green space and its application. **Journal of Environmental Sciences**. Vol 10, nº 3, p. 316 – 324, 1998.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. **Manual de Métodos de Análise de Solo** – 2ª edição revista e atualizada. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro – RJ.

FARRUGIA, S.; HUDSON, M. D.; MCCULLOCH, L. 2013. An evaluation of flood control and urban cooling ecosystem services delivered by urban green infrastructure. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**. Vol 9, 2013.

FERREIRA, L. F.; CARRILHO, S. T.; MENDES, P. C. 2015. Áreas verdes urbanas: uma contribuição aos estudos das ilhas de frescor. **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium**, Ituiutaba, v. 6, n. 2, p. 101-120, jul./dez. 2015.

GOMIDE, F. A. C.; GUDWIN. R. R. 1994. Modelagem, controle, sistemas e lógica Fuzzy. **SBA Controle & Automação**, v. 4, n°3, setembro-outubro 1994

GUNAWAN, O.; ARMITAGE, R. P.; JAMES, P. 2013. The Ecosystem Approach as a Means to Characterise Urban Green Spaces. **Creating the GISociety – Conference Proceedings**. GI_Forum 2013. p. 105 – 108.

GUPTA, K.; KUMAR, P.; PATHAN, S.; SHARMA, K. 2012. Urban Neighborhood Green Index – A measure of green spaces in urban áreas. **Landscape and Urban Planning**. Vol. 105, p. 325-335.

GVces – Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getúlio Vargas. 2016. **Diretrizes empresariais para a valoração não econômica de serviços ecossistêmicos culturais**. Versão 1/ Mario Manzoni et al. – São Paulo: GVces, 2016.

Hansen, M., R.S. DeFries, J.R.G. Townshend, M. Carroll, C. Dimiceli and R.A. Sohlberg. 2003. Global Percent Tree Cover at a Spatial Resolution of 500 Meters: First Results of the MODIS Vegetation Continuous Fields Algorithm. **Earth Interactions** v. 7, p. 1-15.

HOTT, M. C. 2017. **Análise espaço-temporal do desenvolvimento das pastagens na Zona da Mata de Minas Gerais com o uso de imagens NDVI do Sensor Modis / Terra**. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras. 179 p. 2017

HOWSE, J.; MOLINA, F.; TAYLOR, J.; KENT, S. 1999. Reasoning with spider diagrams. **Proceedings 1999 IEEE Symposium on Visual Languages**. Tokyo, Japan, 1999.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Instrumentos Meteorológicos. **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**. 2018. Disponível em <

ISELY, E. S.; ISELY, P.; SEEDANG, S.; MULDER, K.; THOMPSON, K.; TEINMAN, A. D. 2010. Addressing the information gaps associated with valuing green infrastructure in west Michigan: INtegrated Valuation of Ecosystem Services Tool (INVEST). **Journal of Great Lakes Research**. Vol 36, p. 448 – 457.

KABISCH, N. et al. 2016 Urban green space availability in European cities. **Ecological Indicators**, Vol 70: 586–596.

KOLANUVADA, S. R.; MARIAPPAN, M.; KRISHNAN, V. 2016. Demand-based urban forest planning using high-resolution remote sensing and AHP. **Proccedins**. SPIE 9879, Lidar Remote Sensing for Environmental Monitoring XV, 98790P (5 May 2016).

MAES, J.; BARBOSA, A.; BARANZELLI, C.; ZULIAN, G.; BATISTA E SILVA, F.; VANDECASTEELE, I.; HIEDERER, R.; LIQUETE, C.; PARACCHINI, M. L.; MUBAREKA, S.; JACOBS-CRISIONI, C.; CASTILLO, C. P.; LAVALLE, C. 2015. More green infrastructure is required to maintain ecosystem services under current trends in land-use change in Europe. **Landscape Ecology** (2015) 30: 517.

MANES, F.; SILLI, V.; SALVATORI, E.; INCERTI, G.; GALANTE, G.; FUSARO, L.; PERRINO, C. 2014. Urban ecosystem services: Tree diversity and stability of PM10 removal in the metropolitan area of Rome. **Annali di Botanica**. Department of Environmental Biology - University La Sapienza of Rome, Italy. Vol 4 (2014).

MANGONI, D. C.; SANTOS, M. S.; SILVA, R. N. R. S.; BIAS, E. S.; RAMOS, F. L. 2010. Estimativa do coeficiente de escoamento superficial “c” da unidade hidrográfica do lago Paranoá, utilizando imagem de média resolução espacial (ALOS). **VI Seminário Latino Americano de Geografia Física. II Seminário Ibero Americano de Geografia Física**. Universidade de Coimbra, maio de 2010.

MATOS, M. A. C. C. 2018. Conceitos úteis. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. **World Resources Institute**. Washington, DC.

MIRANDA, D. L.C.; MELO, A.C.G.; SANQUETTA, C. R. 2011. Equações alométricas para estimativa de biomassa e carbono em árvores de reflorestamento de restauração. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.3, Edição Especial, p.679-689.

NING, Z. H.; CHAMBERS, R.; ABDOLLAHI, K. 2016. Modeling air pollutant removal, carbon storage, and CO2 sequestration potential of urban forests in Scotlandville, Louisiana, USA. **iForest - Biogeosciences and Forestry** 9(6):e1-e8 · September.

NUCCI, J. C. 2008. **Qualidade ambiental e adensamento urbano: um estudo de ecologia e planejamento da paisagem aplicado ao distrito de Santa Cecília (MSP)**. 2ª ed. - Curitiba: O Autor, 150 p.

OLIVEIRA, C. H. 1996. Planejamento ambiental na cidade de São Carlos (SP) com ênfase nas áreas públicas e áreas verdes: diagnóstico e propostas. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP.

PIANA, C.F.B.; MACHADO, A.A.M.; SELAU, L.P.R. 2009. **Estatística Básica**. Universidade Federal de Pelotas. Instituto de Física e Matemática. Departamento de Matemática e Estatística. Pelotas, 2009.

ROBINSON, S. L.; LUNDHOLM, J. T. 2012. Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. **Urban Ecosystems**. Vol 15, Issue 3, p. 545–557.

SICHE, R; AGOSTINHOP, F.; ORTEGA, E; ROMEIRO, A. 2007. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente & Sociedade**. Campinas v. 10, n. 2: 137-148.

TAYLOR, Lucy; HOCHULI, Dieter F. 2017. Defining Greenspace: Multiple uses across multiple disciplines. **Landscape and Urban Plannig**, 158: 25-38.

TOLEDO, F. S.; SANTOS, D. G. 2008. Espaços livres de construção. **REVSBAU – Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**. Piracicaba – SP, Vol 3, n. 1: 73-91.

TSAI, W. L.; FLOYD, M. F.; LEUNG, Y. F.; MCHALE, M. R.; REICH, B. J. 2016. Urban Vegetative Cover Fragmentation in the U.S.: Associations with Physical Activity and BMI. **American Journal of Preventive Medicine**. 2016 Apr; 50(4): 509-517.

WANG, H.; XU, J.; GUI, K.; ZHANG, X.; WANG, Z. 2012. Study on evaluation and optimization of ecological service efficiency of urban greenbelt system: A case study of Huai'an ecological new town. **Huanjing Kexue Xuebao / Acta Scientiae Circumstantiae** 32(4): p. 1018-1024 · April 2012.

WATZLAWICK, L. F.; LONGHI, S. J.; SCHNEIDER, P. R.; FINGER, C. A. G. 2014. Aspectos da vegetação arbórea em fragmentos de estepe estacional savanícola, Barra do Quaraí-RS, Brasil. **Ciência Florestal**. Vol.24, n.1, p.23-36.

WILKE, C. 2017. How to measure the área of a polygon in ggplot2? Stack Overflow. Disponível em <<https://stackoverflow.com/questions/47644156/how-to-measure-the-area-of-a-polygon-in-ggplot2>>, acesso em 25 dez. 2018.

WOLDEGERIMA, T.; YESHITELA, K.; LINDLEY, S. 2017. Ecosystem services assessment of the urban forests of Addis Ababa, Ethiopia. **Urban Ecosystems**. Vol 20, Issue 3, p. 683–699.

YAN, H.; HAO, P. Y.; DONG, L.; PI, D. J. 2013. Evaluation method and its application for urban green spaces. **Acta Horticulturae**. 999, p. 307-310.

ZAWADZKA, J. E.; CORSTANJE, R.; FOOKES, J.; NICHOLS, J.; HARRIS, J. 2017. Operationalizing the ecosystems approach: Assessing the environmental impact of major infrastructure development. **Ecological Indicators**. Vol 78, July 2017, p. 75-84.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALAM, M., DUPRAS, J. AND MESSIER, C. 2016. A framework towards a composite indicator for urban ecosystem services. **Ecological Indicators**. Vol 60, p. 38 – 44.

ALONZO, M.; MCFADDEN, J. P.; NOWAK, D. J.; ROBERTS, D. A. 2016. Mapping urban forest structure and function using hyperspectral imagery and lidar data. **Urban Forestry & Urban Greening**. Vol 17, 1 June 2016, p. 135-147.

ARAUJO, A. G. de. 2004. **Estimativa e classificação da compactação do solo pelo tráfego de máquinas agrícolas através de modelagem nebulosa**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo. São Paulo – SP. 241 p.

BARGOS, D. C.; MATIAS, L. F. 2011. Áreas Verdes Urbanas: Um estudo de revisão e proposta conceitual. **REVSBAU – Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**. Piracicaba – SP, v. 6, n. 3: 172-188.

BOTTALICO, F.; TRAVAGLINI, D.; CHIRICI, G.; GARFI, V.; GIANNETTI, F.; DE MARCO, A.; FARES, S.; MARCHETTI, M.; NOCENTINI, S.; PAOLETTI, E.; SALBITANO, F.; SANESI, G. 2017. A spatially-explicit method to assess the dry deposition of air pollution by urban forests. **Urban Forestry & Urban Greening**. Vol 27, October 2017, p. 221-234.

BRASIL. 1988. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília – DF.

BRASIL, 2012. **Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Brasília – DF.

CAPORUSSO, D.; MATIAS, L. F. 2008. Áreas verdes urbanas: Avaliação e proposta conceitual. **1º Simpósio de Pós-Graduação em Geografia do Estado de São Paulo – SIMPGEO/SP**. Unesp, Campus de Bela Vista, Rio Claro – São Paulo.

CLERICI, N.; RUBIANO, K.; ABD-ELRAHMAN, A.; HOESRWRRLER, J. M.; ESCOBEDO, F. 2016. Estimating Aboveground Biomass and Carbon Stocks in Periurban Andean Secondary Forests Using Very High Resolution Imagery. **Forests**. 2016, 7(7), 138.

COELHO, E. B.; CARVALHO, G. C. (in prep.) Capítulo 1 – Revisão de literatura sobre índices funcionais acerca de serviços ecossistêmicos. **Avaliação Funcional de Áreas Verdes Urbanas para Priorização na Gestão Ambiental: Revisão e Aplicação**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Ecologia. Universidade Federal da Bahia.

COSTA, R. G.; FERREIRA, C. C. M. 2009. Análise do índice de áreas verdes (IAV) na área central da cidade de Juiz de Fora, MG. **REVSBAU – Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**. Piracicaba – SP, v. 4, n. 1: 39-57.

DALLIMER, M.; DAVIERS, Z. G.; IRVINE, K. N.; MALTBY, L.; WARREM, P. H.; GASTON, K. J.; ARMSWORTH, P. R. 2014. What personal and environmental factors

determine frequency of urban greenspace use? **Internacional Journal of Environmental Research and Public Health**. 2014, 11(8), 7977-7992.

DAN, H.; RU-SONG, W. 1998. An integrated approach to evaluation on ecological service functions for urban green space and its application. **Journal of Environmental Sciences**. Vol 10, nº 3, p. 316 – 324, 1998.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. **Manual de Métodos de Análise de Solo** – 2ª edição revista e atualizada. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Rio de Janeiro – RJ.

FARRUGIA, S.; HUDSON, M. D.; MCCULLOCH, L. 2013. An evaluation of flood control and urban cooling ecosystem services delivered by urban green infrastructure. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management**. Vol 9, 2013.

FERREIRA, L. F.; CARRILHO, S. T.; MENDES, P. C. 2015. Áreas verdes urbanas: uma contribuição aos estudos das ilhas de frescor. **Brazilian Geographical Journal: Geosciences and Humanities research medium**, Ituiutaba, v. 6, n. 2, p. 101-120, jul./dez. 2015.

GOMIDE, F. A. C.; GUDWIN. R. R. 1994. Modelagem, controle, sistemas e lógica Fuzzy. **SBA Controle & Automação**, v. 4, nº3, setembro-outubro 1994

GUNAWAN, O.; ARMITAGE, R. P.; JAMES, P. 2013. The Ecosystem Approach as a Means to Characterise Urban Green Spaces. **Creating the GISociety – Conference Proceedings**. GI_Forum 2013. p. 105 – 108.

GUZZO, P.; CARNEIRO, R. M. A.; OLIVEIRA JUNIOR, H. de. 2006. Cadastro municipal de espaços livres urbanos de Ribeirão Preto (SP): Acesso público, índices e bases para novos instrumentos e mecanismos de gestão. **REVSBAU – Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**. Piracicaba – SP, v. 1, n. 1: 19-30.

GUPTA, K.; KUMAR, P.; PATHAN, S.; SHARMA, K. 2012. Urban Neighborhood Green Index – A measure of green spaces in urban áreas. **Landscape and Urban Planning**. Vol. 105, p. 325-335.

GVces – Centro de Estudos em Sustentabilidade da Fundação Getúlio Vargas. 2016. **Diretrizes empresariais para a valoração não econômica de serviços ecossistêmicos culturais**. Versão 1/ Mario Manzoni et al. – São Paulo: GVces, 2016.

HANSEN, M., R.S. DEFRIES, J.R.G. TOWNSHEND, M. CARROLL, C. DIMICELI AND R.A. SOHLBERG. 2003. Global Percent Tree Cover at a Spatial Resolution of 500 Meters: First Results of the MODIS Vegetation Continuous Fields Algorithm. **Earth Interactions** v. 7, p. 1-15.

HONG, W.; GUO, R. 2017. Indicators for quantitative evaluation of the social services function of urban greenbelt systems: A case study of shenzhen, China. **Ecological Indicators**, Vol 75: 259–267

HOTT, M. C. 2017. **Análise espaço-temporal do desenvolvimento das pastagens na Zona da Mata de Minas Gerais com o uso de imagens NDVI do Sensor Modis / Terra**. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras. 179 p. 2017

HOWSE, J.; MOLINA, F.; TAYLOR, J.; KENT, S. 1999. Reasoning with spider diagrams. **Proceedings 1999 IEEE Symposium on Visual Languages**. Tokyo, Japan, 1999.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Instrumentos Meteorológicos. **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**. 2018. Disponível em <

ISELY, E. S.; ISELY, P.; SEEDANG, S.; MULDER, K.; THOMPSON, K.; TEINMAN, A. D. 2010. Addressing the information gaps associated with valuing green infrastructure in west Michigan: INTe grated Valuation of Ecosystem Services Tool (INVEST). **Journal of Great Lakes Research**. Vol 36, p. 448 – 457.

KABISCH, N. et al. 2016 Urban green space availability in European cities. **Ecological Indicators**, Vol 70: 586–596.

KOLANUVADA, S. R.; MARIAPPAN, M.; KRISHNAN, V. 2016. Demand-based urban forest planning using high-resolution remote sensing and AHP. **Proccedins**. SPIE 9879, Lidar Remote Sensing for Environmental Monitoring XV, 98790P (5 May 2016).

LIN, B.; MEYERS, J.; BARNETT, G. 2015. Understanding the potential loss and inequities of green space distribution with urban densification. **Urban forestry & urban greening** 2015 Vol.14 nº.4 p. 952-958.

LOBADA, C. R.; DE ANGELIS, B. L. D. 2005. Áreas verdes públicas urbanas: Conceitos, usos e funções. **Ambiência – Revista do Centro de Ciências Agrárias e Ambientais**. Vol 1 nº1. Guarapuava, PR, jan/jun.

MACE, G. M.; NORRIS, K. FITTER, A. H. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. **Trends in Ecology and Evolution**, Vol 27: 19-26.

MAES, J.; BARBOSA, A.; BARANZELLI, C.; ZULIAN, G.; BATISTA E SILVA, F.; VANDECASTEELE, I.; HIEDERER, R.; LIQUETE, C.; PARACCHINI, M. L.; MUBAREKA, S.; JACOBS-CRISIONI, C.; CASTILLO, C. P.; LAVALLE, C. 2015. More green infrastructure is required to maintain ecosystem services under current trends in land-use change in Europe. **Landscape Ecology** (2015) 30: 517.

MANES, F.; SILLI, V.; SALVATORI, E.; INCERTI, G.; GALANTE, G.; FUSARO, L.; PERRINO, C. 2014. Urban ecosystem services: Tree diversity and stability of PM10 removal in the metropolitan area of Rome. **Annali di Botanica**. Department of Environmental Biology - University La Sapienza of Rome, Italy. Vol 4 (2014).

MANGONI, D. C.; SANTOS, M. S.; SILVA, R. N. R. S.; BIAS, E. S.; RAMOS, F. L. 2010. Estimativa do coeficiente de escoamento superficial “c” da unidade hidrográfica do lago Paranoá, utilizando imagem de média resolução espacial (ALOS). **VI Seminário Latino Americano de Geografia Física. II Seminário Ibero Americano de Geografia Física**. Universidade de Coimbra, maio de 2010.

MASSONI, E. S.; BARTON, D. N.; RUSCH, G. M.; GUNDERSEN, V. 2018. Bigger, more diverse and better? Mapping structural diversity and its recreational value in urban green spaces. **Ecosystem Services**. Vol 31, Part C, June 2018, p. 502-516.

MATOS, M. A. C. C. 2018. Conceitos úteis. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

MEA – MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. 2003. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. **World Resources Institute**. Washington, DC.

NING, Z. H.; CHAMBERS, R.; ABDOLLAHI, K. 2016. Modeling air pollutant removal, carbon storage, and CO₂ sequestration potential of urban forests in Scotlandville, Louisiana, USA. **iForest - Biogeosciences and Forestry** 9(6):e1-e8 · September.

NUCCI, J. C. 2008. **Qualidade ambiental e adensamento urbano: um estudo de ecologia e planejamento da paisagem aplicado ao distrito de Santa Cecília (MSP)**. 2ª ed. - Curitiba: O Autor, 150 p.

OLIVEIRA, C. H. 1996. Planejamento ambiental na cidade de São Carlos (SP) com ênfase nas áreas públicas e áreas verdes: diagnóstico e propostas. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos-SP.

PASCUAL, U.; BALVANERA, P.; DÍAZ, S.; PATAKI, G.; ROTH, E.; STENSEKE, M.; WATSON, R. T.; DESSANE, E. B.; ISLAR, M.; KELEMEN, E.; MARIS, V.; QUAAS, M.; SUBRAMANIAN, S. M.; WITTMER, H.; ADLAN, A.; AHN, S.; AL-HAFEDH, Y.; AMANKWAH, E.; ASAH, S. A.; BERRY, P.; BILGIN, A.; BRESLOW, S. J.; BULLOCK, C.; CÁCERES, D.; DALY-HASSEN, H.; FIGUEROA, E.; BAGGETHUN, C.; GONZÁLEZ-JIMÉNEZ, D.; HOUDET, J.; KEUNE, H.; KUMAR, R.; MA, K.; MAY, P. H.; MEAS, A.; O'FARRELL, P.; PANDIT, R.; PENGUE, W.; PICHIS-MADRUGA, R.; POPA, F.; PRESTON, S.; PACHECO-BALANZA, D.; SAARIKOSKI, H.; STRASSBURG, B. B.; VAN DEN BELT, M.; VERMA, M.; WICKSON, F.; YAGI, N. 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. **Current Opinion in Environmental Sustainability**. Vol 26-27, p. 7-16.

PENA, J. C. de C.; MARTELO, F.; RIBEIRO, M. C.; ARMITAGE, R. A.; YOUNG, R. J.; RODRIGUES, M. 2017. Street trees reduce the negative effects of urbanization on birds. **PLOS ONE**, 23, Mar 2017.

PIANA, C.F.B.; MACHADO, A.A.M.; SELAU, L.P.R. 2009. **Estatística Básica**. Universidade Federal de Pelotas. Instituto de Física e Matemática. Departamento de Matemática e Estatística. Pelotas, 2009.

ROBINSON, S. L.; LUNDHOLM, J. T. 2012. Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. **Urban Ecosystems**. Vol 15, Issue 3, p. 545–557.

SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. 2012. **Cities and Biodiversity Outlook**. Montreal, 64 pages.

SICHE, R; AGOSTINHOP, F.; ORTEGA, E; ROMEIRO, A. 2007. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. **Ambiente & Sociedade**. Campinas v. 10, n. 2: 137-148.

TAKACS, A.; KISS, M.; HOF, A.; TANACS, E.; GULYAS, A.; KANTOR, N. 2016. Microclimate modification by urban shade trees - an integrated approach to aid ecosystem service based decision-making. **Procedia Environmental Sciences**. Vol 32, 2016, p. 97-109.

TAYLOR, Lucy; HOCHULI, Dieter F. 2017. Defining Greenspace: Multiple uses across multiple disciplines. **Landscape and Urban Plannig**, 158: 25-38.

TOLEDO, F. S.; SANTOS, D. G. 2008. Espaços livres de construção. **REVSBAU – Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**. Piracicaba – SP, Vol 3, n. 1: 73-91.

TROMBULAK, S. C.; OMLAND, K. S.; ROBINSON, J. A.; LUSK, J. J.; FLEISCHNER, T. L.; BROWN, G.; COMROESE, M. 2004. Principles of Conservation Biology: Recommended Guidelines for Conservation Literacy from the Education Committee of the Society for Conservation Biology. **Conservation Biology**, October, Vol 18, n 5: 1180–1190.

TSAI, W. L.; FLOYD, M. F.; LEUNG, Y. F.; MCHALE, M. R.; REICH, B. J. 2016. Urban Vegetative Cover Fragmentation in the U.S.: Associations with Physical Activity and BMI. **American Journal of Preventive Medicine**. 2016 Apr; 50(4): 509-517.

WANG, H.; XU, J.; GUI, K.; ZHANG, X.; WANG, Z. 2012. Study on evaluation and optimization of ecological service efficiency of urban greenbelt system: A case study of Huai'an ecological new town. **Huanjing Kexue Xuebao / Acta Scientiae Circumstantiae** 32(4): p. 1018-1024 · April 2012.

WATZLAWICK, L. F.; LONGHI, S. J.; SCHNEIDER, P. R.; FINGER, C. A. G. 2014. Aspectos da vegetação arbórea em fragmentos de estepe estacional savânica, Barra do Quaraí-RS, Brasil. **Ciência Florestal**. Vol.24, n.1, p.23-36.

WILKE, C. 2017. How to measure the área of a polygon in ggplot2? Stack Overflow. Disponível em <<https://stackoverflow.com/questions/47644156/how-to-measure-the-area-of-a-polygon-in-ggplot2>>, acesso em 25 dez. 2018.

WOLDEGERIMA, T.; YESHITELA, K.; LINDLEY, S. 2017. Ecosystem services assessment of the urban forests of Addis Ababa, Ethiopia. **Urban Ecosystems**. Vol 20, Issue 3, p. 683–699.

WONG, C. P.; JIANG, B.; BOHN, T. J.; LEE, K. N., LETTENMAIER, D. P.; MA, D.; OUYANG, Z. 2017. Lake and wetland ecosystem services measuring water storage and local climate regulation. **Water Resoucers Research**. Vol 53, Issue4. April 2017. Pages 3197-3223

XIE, Q.; ZHOU, Z.; CHEN, F. 2011. Quantifying the beneficial effect of different plant species on air quality improvement. **Environmental Engineering & Management Journal**. Jul 2011, Vol. 10 Issue 7, p. 959-963.

YAN, H.; HAO, P. Y.; DONG, L.; PI, D. J. 2013. Evaluation method and its application for urban green spaces. **Acta Horticulturae**. 999, p. 307-310.

ZAWADZKA, J. E.; CORSTANJE, R.; FOOKES, J.; NICHOLS, J.; HARRIS, J. 2017. Operationalizing the ecosystems approach: Assessing the environmental impact of major infrastructure development. **Ecological Indicators**. Vol 78, July 2017, p. 75-84.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Anexo 01: Script para importação da tabela de dados do Excel para o R

```
library(readxl)
dados<-read_xlsx("dados.xlsx")
as.data.frame(dados)
```

Anexo 02: Script para padronização dos dados dos sub-indicadores

```

norm_dados<-
data.frame(areas=dados$areas,n_csolo=ifelse(dados$csolo>=0.75,1,ifelse(dados$csolo>=0.5,0.75,ifelse(dados$csolo>=0.25,0.5,ifelse(dados$csolo>=0,0.25,NA))))))

norm_dados$n_rnascente<-dados$rnascente

norm_dados$n_usolo<-dados$usolo

norm_dados$n_cconectividade<-dados$cconectividade

norm_dados$n_biodiversidade<-dados$biodiversidade

norm_dados$n_dentorno<-round(((dados$dentorno-
min(dados$dentorno))/(max(dados$dentorno)-min(dados$dentorno)),2)

norm_dados$n_periculosidade<-round(1-(dados$periculosidade-
min(dados$periculosidade))/(max(dados$periculosidade)-
min(dados$periculosidade)),2)

norm_dados$n_cinfiltracao<-
(ifelse(dados$cinfiltracao>6,0.25,ifelse(dados$cinfiltracao>1.5,0.5,ifelse(dados$cinfiltracao>0.12,0.75,ifelse(dados$cinfiltracao>=0,1,NA))))))

norm_dados$n_ivegetacao<-
(ifelse(dados$ivegetacao>0.75,0.25,ifelse(dados$ivegetacao>0.5,0.5,ifelse(dados$ivegetacao>0.25,0.75,ifelse(dados$ivegetacao>=0,1,NA))))))

norm_dados$n_ifoliar<-dados$ifoliar/10

norm_dados$n_uar<-dados$uar

norm_dados$n_albedo<-round(1-(dados$albedo-
min(dados$albedo))/(max(dados$albedo)-min(dados$albedo)),2)

```

```
norm_dados$n_remocaopm10<-round((dados$remocaopm10-  
min(dados$remocaopm10))/(max(dados$remocaopm10)-  
min(dados$remocaopm10)),2)
```

```
norm_dados$n_biomassa<-(dados$biomassa-  
min(dados$biomassa))/(max(dados$biomassa)-min(dados$biomassa))
```

```
norm_dados$n_carborea<-dados$carborea
```

```
norm_dados
```

Anexo 03: Script para cálculo dos indicadores

```

library(ggplot2)
library(dplyr)

library(tidyr)

coord_radar <- function (theta = "x", start = 0, direction = 1)
{
  theta <- match.arg(theta, c("x", "y"))
  r <- if (theta == "x")
    "y"
  else "x"
  ggproto("CoordRadar", CoordPolar, theta = theta, r = r, start = start,
    direction = sign(direction),
    is_linear = function(coord) TRUE)
}

grp_norm_dados<-norm_dados %>% group_by(areas) %>%
gather(indicadores,valores,-areas) %>% ungroup()

##### 3.1 Sub-Índice do serviço fornecimento de água

tab_agua <- grp_norm_dados[grp_norm_dados$indicadores=="n_csolo" |
grp_norm_dados$indicadores=="n_rnascente" |
grp_norm_dados$indicadores=="n_usolo" ,] %>% arrange(areas)

sub_agua <- tab_agua %>%
  group_by(areas) %>%
  mutate(valor_prox = lead(valores, default = valores[1]),
    angulo = (1/3)*(2*pi),
    area = valores*valor_prox*sin(angulo)/2) %>%
  mutate(total = sum(area))

sub_agua

sub_agua %>%
  ggplot(aes(rep(1:3,3), valores)) +
  geom_polygon(color="black",bg="blue") +
  geom_text(aes(0,0, label = round(total, 2)), color = "red") +
  facet_grid(~areas) +
  scale_y_continuous("", limits = c(0, 1), expand = c(0,0)) +
  scale_x_continuous("", breaks = 1:8, expand = c(0,0)) +
  theme_minimal() +
  coord_radar()

area_sub_agua<-
data.frame(areas=sub_agua$areas[c(1,4,7)],sub_agua=sub_agua$total[c(1,4,7)])
area_sub_agua

##### 3.2 Sub-Índice do serviço refúgio

```

```
tab_refugio <- grp_norm_dados[grp_norm_dados$indicadores=="n_csolo" |
grp_norm_dados$indicadores=="n_cconectividade" |
grp_norm_dados$indicadores=="n_biodiversidade" ,] %>% arrange(areas)
```

```
sub_refugio <- tab_refugio %>%
  group_by(areas) %>%
  mutate(valor_prox = lead(valores, default = valores[1]),
         angulo = (1/3)*(2*pi),
         area = valores*valor_prox*sin(angulo)/2) %>%
  mutate(total = sum(area))
```

```
sub_refugio
```

```
sub_refugio %>%
  ggplot(aes(rep(1:3,3), valores)) +
  geom_polygon(color="black",bg="blue") +
  geom_text(aes(0,0, label = round(total, 2)), color = "red") +
  facet_grid(~areas) +
  scale_y_continuous("", limits = c(0, 1), expand = c(0,0)) +
  scale_x_continuous("", breaks = 1:8, expand = c(0,0)) +
  theme_minimal() +
  coord_radar()
```

```
area_sub_refugio<-
data.frame(areas=sub_refugio$areas[c(1,4,7)],sub_refugio=sub_refugio$total[c(1,4,7)
])
area_sub_refugio
```

3.3 Sub-Índice do serviço recreação

```
tab_recreacao <- grp_norm_dados[grp_norm_dados$indicadores=="n_dentorno" |
grp_norm_dados$indicadores=="n_periculosidade",] %>% arrange(areas)
```

```
sub_recreacao <- tab_recreacao %>%
  group_by(areas) %>%
  mutate(total = sum(valores))
```

```
sub_recreacao
```

```
sub_recreacao %>%
  ggplot(aes(rep(1:2,3), valores)) +
  geom_polygon(color="black",bg="blue") +
  geom_text(aes(0,0, label = round(total, 2)), color = "red") +
  facet_grid(~areas) +
  scale_y_continuous("", limits = c(0, 1), expand = c(0,0)) +
  scale_x_continuous("", breaks = 1:8, expand = c(0,0)) +
  theme_minimal() +
  coord_radar()
```

```
area_sub_recreacao<-
data.frame(areas=sub_recreacao$areas[c(1,3,5)],sub_recreacao=sub_recreacao$total[c(1,3,5)])
area_sub_recreacao
```

3.4 Sub-Índice do serviço controle de erosão

```
tab_erosao <- grp_norm_dados[grp_norm_dados$indicadores=="n_csolo" |
grp_norm_dados$indicadores=="n_cinfiltracao" |
grp_norm_dados$indicadores=="n_ivegetacao" ,] %>% arrange(areas)
```

```
sub_erosao <- tab_erosao %>%
  group_by(areas) %>%
  mutate(valor_prox = lead(valores, default = valores[1]),
         angulo = (1/3)*(2*pi),
         area = valores*valor_prox*sin(angulo)/2) %>%
  mutate(total = sum(area))
```

```
sub_erosao
```

```
sub_erosao %>%
  ggplot(aes(rep(1:3,3), valores)) +
  geom_polygon(color="black",bg="blue") +
  geom_text(aes(0,0, label = round(total, 2)), color = "red") +
  facet_grid(~areas) +
  scale_y_continuous("", limits = c(0, 1), expand = c(0,0)) +
  scale_x_continuous("", breaks = 1:8, expand = c(0,0)) +
  theme_minimal() +
  coord_radar()
```

```
area_sub_erosao<-
data.frame(areas=sub_erosao$areas[c(1,4,7)],sub_erosao=sub_erosao$total[c(1,4,7)
])
area_sub_erosao
```

3.5 Sub-Índice do serviço regulacao climática

```
tab_clima <- grp_norm_dados[grp_norm_dados$indicadores=="n_ifoliar" |
grp_norm_dados$indicadores=="n_uar" | grp_norm_dados$indicadores=="n_albedo"
,] %>% arrange(areas)
```

```
sub_clima
```

```
sub_clima %>%
  ggplot(aes(rep(1:3,3), valores)) +
  geom_polygon(color="black",bg="blue") +
  geom_text(aes(0,0, label = round(total, 2)), color = "red") +
  facet_grid(~areas) +
  scale_y_continuous("", limits = c(0, 1), expand = c(0,0)) +
  scale_x_continuous("", breaks = 1:8, expand = c(0,0)) +
```

```
theme_minimal() +
coord_radar()
```

```
area_sub_clima<-
data.frame(areas=sub_clima$areas[c(1,4,7)],sub_clima=sub_clima$total[c(1,4,7)])
area_sub_clima
```

3.6 Sub-Índice do serviço regulacao de água

```
tab_reg_agua <- grp_norm_dados[grp_norm_dados$indicadores=="n_csolo" |
grp_norm_dados$indicadores=="n_cinfiltracao",] %>% arrange(areas)
```

```
sub_reg_agua <- tab_reg_agua %>%
group_by(areas) %>%
mutate(total = sum(valores))
```

```
sub_reg_agua
```

```
sub_reg_agua %>%
ggplot(aes(rep(1:2,3), valores)) +
geom_polygon(color="black",bg="blue") +
geom_text(aes(0,0, label = round(total, 2)), color = "red") +
facet_grid(~areas) +
scale_y_continuous("", limits = c(0, 1), expand = c(0,0)) +
scale_x_continuous("", breaks = 1:8, expand = c(0,0)) +
theme_minimal() +
coord_radar()
```

```
area_sub_reg_agua<-
data.frame(areas=sub_reg_agua$areas[c(1,3,5)],sub_reg_agua=sub_reg_agua$total[
c(1,3,5)])
area_sub_reg_agua
```

3.7 Sub-Índice do serviço de sequestro de carbono

```
tab_carbono <- grp_norm_dados[grp_norm_dados$indicadores=="n_biomassa" |
grp_norm_dados$indicadores=="n_carborea",] %>% arrange(areas)
```

```
sub_carbono <- tab_carbono %>%
group_by(areas) %>%
mutate(total = sum(valores))
```

```
sub_carbono
```

```
sub_carbono %>%
ggplot(aes(rep(1:2,3), valores)) +
geom_polygon(color="black",bg="blue") +
geom_text(aes(0,0, label = round(total, 2)), color = "red") +
facet_grid(~areas) +
scale_y_continuous("", limits = c(0, 1), expand = c(0,0)) +
scale_x_continuous("", breaks = 1:8, expand = c(0,0)) +
```

```

theme_minimal() +
coord_radar()

area_sub_carbono <-
data.frame(areas=sub_carbono$areas[c(1,3,5)],sub_carbono=sub_carbono$total[c(1,
3,5)])
area_sub_carbono

#### 3.8 Sub-Índice do serviço de retenção de poeira

tab_poeira <- grp_norm_dados[grp_norm_dados$indicadores=="n_remocaopm10" |
grp_norm_dados$indicadores=="n_ifoliar",] %>% arrange(areas)

sub_poeira <- tab_poeira %>%
  group_by(areas) %>%
  mutate(total = sum(valores))

sub_poeira

sub_poeira %>%
  ggplot(aes(rep(1:2,3), valores)) +
  geom_polygon(color="black",bg="blue") +
  geom_text(aes(0,0, label = round(total, 2)), color = "red") +
  facet_grid(~areas) +
  scale_y_continuous("", limits = c(0, 1), expand = c(0,0)) +
  scale_x_continuous("", breaks = 1:8, expand = c(0,0)) +
  theme_minimal() +
  coord_radar()

area_sub_poeira <-
data.frame(areas=sub_poeira$areas[c(1,3,5)],sub_poeira=sub_poeira$total[c(1,3,5)])
area_sub_poeira

```

Anexo 04: Script para normalização dos indicadores

```

tab_sub_indice<-data.frame(areas=area_sub_agua[,1],
  subagua=area_sub_agua[,2],
  subrefugio=area_sub_refugio[,2],
  subrecreacao=area_sub_recreacao[,2],
  suberosao=area_sub_erosao[,2],
  subclima=area_sub_clima[,2],
  subreg_agua=area_sub_reg_agua[,2],
  subcarbono=area_sub_carbono[,2],
  subpoeira=area_sub_poeira[,2])

# Calculando áreas máximas

max_calc <- data.frame(areas=rep(letters[1:3],3),valores=c(1))

tax_max <- max_calc %>%
  group_by(areas) %>%
  mutate(valor_prox = lead(valores, default = valores[1]),
    angulo = (1/3)*(2*pi),
    area = valores*valor_prox*sin(angulo)/2) %>%
  mutate(total = sum(area))

maxsub<-as.numeric(tax_max[1,6])

# Normalizando os subíndices

norm_sub_indice<-tab_sub_indice %>% mutate(n_subagua=(subagua/(maxsub)))
%>% mutate(n_subrefugio=(subrefugio/(maxsub))) %>%
mutate(n_subrecreacao=(subrecreacao/2)) %>%
mutate(n_suberosao=(suberosao/(maxsub))) %>%
mutate(n_subclima=(subclima/(maxsub))) %>%
mutate(n_subreg_agua=(subreg_agua/2)) %>%
mutate(n_subcarbono=(subcarbono/2)) %>% mutate(n_subpoeira=(subpoeira/2))

norm_subindice<-norm_sub_indice[,c(1,10:17)]
norm_subindice

```

Anexo 05: Script para cálculo do índice

```

grp_norm_subindice<-norm_subindice %>% group_by(areas) %>%
gather(indicadores,valores,-areas) %>% ungroup() %>% arrange(areas)

indice <- grp_norm_subindice %>%
  group_by(areas) %>%
  mutate(valor_prox = lead(valores, default = valores[1]),
         angulo = (1/8)*(2*pi),
         area = valores*valor_prox*sin(angulo)/2) %>%
  mutate(total = sum(area))

índice

indice %>%
  ggplot(aes(rep(1:8,3), valores)) +
  geom_polygon(bg="blue") +
  geom_text(aes(0,0, label = round(total, 2)), color = "red") +
  facet_grid(~areas) +
  scale_y_continuous("", limits = c(0, 1), expand = c(0,0)) +
  scale_x_continuous("", breaks = 1:8, expand = c(0,0)) +
  theme_minimal() +
  coord_radar()

area_indice<-indice %>% group_by(areas) %>% summarise(area=sum(area))
area_indice

```

Anexo 06: Script para padronização do índice funcional

```
# Calculando áreas máximas

max_calc_ind <- data.frame(areas=rep(letters[1:3],8),valores=c(1))

tax_max_ind <- max_calc_ind %>%
  group_by(areas) %>%
  mutate(valor_prox = lead(valores, default = valores[1]),
         angulo = (1/8)*(2*pi),
         area = valores*valor_prox*sin(angulo)/2) %>%
  mutate(total = sum(area))

maxindex<-as.numeric(tax_max_ind[1,6])

# Cálculo do índice nomalizado

area_indice<-area_indice %>% mutate(norm_indice=area/maxindex)
area_indice
```

Anexo 07: Script para classificação do índice funcional

```
# Classificação do índice normalizado

quantis<-quantile(area_indice$norm_indice)

area_indice[,4]<-ifelse(area_indice$norm_indice<=quantis[5] &
  area_indice$norm_indice>quantis[4],"alto",
  ifelse(area_indice$norm_indice<=quantis[4]
    & area_indice$norm_indice>quantis[3],"médio",
    ifelse(area_indice$norm_indice<=quantis[3] &
      area_indice$norm_indice>quantis[2],
      "baixo","muito baixo")))
names(area_indice)[4]<-"classificacao"

area_indice
```