UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ARTES, CIÊNCIAS E HUMANIDADES
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE

GUILHERME AUGUSTO CARMINATO BIRCOL

**O *tiering* de informações e decisões ambientais e a estrutura de planejamento de uso e
ocupação do solo**

São Paulo

2018

GUILHERME AUGUSTO CARMINATO BIRCOL

O *tiering* de informações e decisões ambientais e a estrutura de planejamento de uso e ocupação do solo

Dissertação apresentada à Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo, para a obtenção do título de Mestre em Ciências pelo programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade.

Versão corrigida contendo as alterações solicitadas pela comissão julgadora em 05 de março de 2018. A versão original encontra-se em acervo reservado na Biblioteca da EACH/USP e na Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da USP (BDTD), de acordo com a Resolução CoPGr 6018, de 13 de outubro de 2011.

Área de concentração:

Sustentabilidade

Orientador:

Prof. Dr. Marcelo Pereira de Souza

São Paulo

2018

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

CATALOGAÇÃO-NA-PUBLICAÇÃO

(Universidade de São Paulo. Escola de Artes, Ciências e Humanidades. Biblioteca)
CRB 8 - 4936

Bircol, Guilherme Augusto Carminato

O *tiering* de informações e decisões ambientais e a estrutura de planejamento de uso e ocupação do solo / Guilherme Augusto Carminato Bircol ; orientador, Marcelo Pereira de Souza. – 2018
119 f. : il

Dissertação (Mestrado em Ciências) - Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo
Versão corrigida

1. Planejamento ambiental 2. Impactos ambientais - Estudo. 3. Planejamento territorial urbano. I. Souza, Marcelo Pereira, orient. II. Título

CDD 22.ed. – 577.0684

Nome: BIRCOL, Guilherme Augusto Carminato

Título: O *tiering* de informações e decisões ambientais através da estrutura de planejamento:
há diretrizes possíveis?

Dissertação apresentada à Escola de Artes,
Ciências e Humanidades da Universidade de
São Paulo, para a obtenção do título de Mestre
em Ciências pelo programa de Pós-Graduação
em Sustentabilidade.

Área de Concentração:
Sustentabilidade

Aprovado em: 05/03/2018

Banca Examinadora

Prof. Dr. Evandro Mateus Moretto

Universidade de São Paulo. Escola de Artes, Ciências e Humanidades

Profa. Dra. Denise Gallo Pizella

Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira.

Profa. Dra. Carla Grigoletto Duarte

Centro Universitário SENAC.

*Aos meus pais, Antonio Carlos e Rosa, e ao meu irmão, Bruno,
com muito amor.*

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer ao Prof. Dr. Marcelo Pereira de Souza por todos esses anos de orientação e pela oportunidade de poder fazer parte do seu exército de gestores ambientais, todos muito críticos e audazes. Sentirei falta das tardes regadas a café na casa 39 que, de tão frequentes, me deixaram mal-acostumado. Obrigado pelo acolhimento e confiança.

A todo pessoal que já passou pela casa 39, em alguma das suas muitas conformações, e pôde compartilhar um pouquinho de sua vivência pessoal e acadêmica comigo. Um abraço especial para o Cristiano, Ricardo, Nielson, Marcela, Anaís, Nicole, Wendy, Roberta, Tiago, Rodolfo e, mais recentemente, Paulo.

Agradeço ao Prof. Dr. Adriano Garcia Chiarello pelas muitas conversas e orientações “por tabela” que nosso convívio proporcionou, e pelas aulas práticas em sobre como preparar um bom café mineiro.

Ao Aurélio Teodoro Fontes, meu sempre coorientador e amigo inestimável, agradeço pelo seu enorme coração e pela paciência em “desatar nós” conceituais que só você consegue desatar. As corridas que fizemos pelo *campus* não serão jamais esquecidas.

A Laura de Castro Lamonica e Rafaela Aguilar Sansão; conhecer vocês foi, e continua sendo, um dos maiores presentes que a vida me proporcionou. Não tenho palavras para descrever o carinho e cumplicidade que tenho por vocês duas. Aonde quer que a vida nos leve, levarei vocês comigo.

Agradeço ao pessoal da Biologia 45 que, desde sempre, me acolheu e me aceitou. Estar na presença de vocês foi, e continua sendo, umas das experiências mais leves que já tive. Angelo Luis Caron e ao Nielson Pasqualotto, meus irmãos de casa, não tenho palavras para agradecer todas as experiências que tive com vocês; desde jogar buraco até consertar a pia, sentirei falta de vocês todos os dias. Um beijo especial, claro, para a Ana Cristina Benjamim, por sempre, desde o primeiro dia de aula, em 2008, me conhecer como ninguém e me ajudar nas aventuras diárias em que me meto; minha irmã médica que levarei para o resto da vida. Um abraço apertado para o Vinicius Alberici, parceiro de violão e baboseiras, que sempre está presente quando preciso e a sua namorada Marina Martinelli, sempre muito amiga e carinhosa; ao Ricardo Kinout, que apesar da distância continua o mesmo parceiro confidente e especial de sempre, cada vez mais mestre cervejeiro, a Letícia Gobett, pelas risadas soltas e amizade desde idos de 2008; ao Felipe Ortiz, pelas maluquices e troca de experiências, mesmo que

relacionadas ao rugby; ao Rafael Teixeira, pela parceria e cumplicidade que criamos ao longo dos nossos churrascos. Também quero agradecer ao Diego Fachin, amigo palmeirense e de muitos papos sobre dípteras; ao Jonathan Carvalho e sua namorada Luiza Sisdelli, pelos quais sinto um carinho muito grande e fraterno; ao João Marcelo e Marina Madeira, sempre muito queridos; Ao Luis Fernando Roberto, pelos papos complexos sobre política e filosofia; a Danielle Wolf, que faz falta todos dos dias aqui no Brasil; e ao Gabriel Ferreira e sua namorada Gabriela Duarte, os mais sumidos e que fazem muita falta em minha rotina. Quero lembrar aqui, também, do Ian Linares, Matheus Eiras, Ana Paula Braga e Rayssa Borges.

Ao meus grandes e velhos amigos de Bauru. Alguns desde 1996, outros desde 2000, vocês contribuíram, e muito, para que eu me tornasse a pessoa que sou hoje. Mais que um alicerce, vocês são a personificação do que há de mais verdadeiro e duradouro. A distância física nunca representa nossa proximidade emocional. Conto com vocês para o resto de minha vida. Quero mandar um beijo e um abraço para: Gabriel Sigolo, meu grande amigo de altos papos e palhaçadas; Bruno Maduro, pelas piadas certeiras e por trazer um pouco de maturidade para nossa turma; Beatriz Viana, pelas conversas despreocupadas e despudoradas de sempre; Luiza Helena, por ser a líder do grupo e fundadora do clube de veraneio, sempre muito risonha e amiga; Ana Heloiza, pelas conversas sobre política e sociologia que sempre aparecem em nossos encontros; Isabelle Graciano, pela leveza que é estar com você e poder compartilhar experiências desde sempre; Fernanda Sartori, Fernandinha, médica que, apesar de morar em Curitiba, sempre nos agracia com sua presença em Bauru; Daniela Brisola, delicada e risonha, sempre muito confiável e disposta a reunir a turma; Leandro Arantes, meu companheiro de biribol e construção de frases, desde o pré. Quero lembrar aqui também do Lucas Franco e da Ana Carolina Spinelli que, apesar de às vezes distantes, estamos sempre juntos.

Aos amigos que o basquete me deu e que, apesar da distância, sempre organizam uma saída em Ribeirão Preto. Um abraço especial para Cesar Ornelas e Vitor Breda, que mesmo longe sempre serão meus parceiros. Um abraço também para o Henrique Deliberato, Guilherme Felício, Raul Miranda e Pedro Zanoto.

Ao pessoal da XXIX de Fevereiro, sempre muito dispostos a nos reunir e conversar sobre como nossas experiências atleticanas influenciam até hoje nossas vidas.

Ao pessoal da Vaka que pude me aproximar nos últimos tempos, todos muito especiais e, impressionantemente, cozinheiros de mão cheia. Em especial, Júlia, Marino, Pricilla e Bruce.

Ao pessoal do Instituto Terroá, pelo enriquecimento moral que conviver com vocês me traz. Sinto um grande carinho por vocês e espero poder continuar junto na caminhada. Abraços para: Daniel, Anselmo, Luis Fernando, Diego, Carol, Larissa, aos dois Eduardos e Thaís.

A toda minha família, que sempre levo comigo, independentemente de onde eu esteja. Meus pais, Rosa e Antônio Carlos, e meu irmão, Bruno, meus alicerces para a vida toda, continuo aprendendo com vocês a cada dia que passa. Agradeço pelo apoio desde sempre. Amo muito vocês. Quero deixar um beijo e abraço carinhosos para meus tios, Carlos e João e minhas tias Heloisa e Lúcia; meus primos Carla, Moisés, Cadú, Juliana, Fábio, Davi e Diogo, Daniela, Alexandre, Stella, Valter, Marieli e Isabela, Renata. Um beijo especial ao Adriano, meu primão e conhecedor de música, ter você em minha vida é uma das coisas que sempre me mantém alegre e pleno; um beijo e um abraço apertado. Também ao meu avô, gostaria de agradecer o carinho e amor incondicionais que sempre me demonstra, e as incontáveis histórias sobre seu passado; um beijo e um abraço apertados. Quero lembrar também dos meus primos do lado Carminato, Vinicius, Viviane e Sara, abração para vocês, e também de todo mundo da família Julião, que sempre me acolheu; beijão para vocês.

A todos os meus amigos que, de maneira ou de outra, contribuíram para me ajudar, seja profissionalmente, seja pessoalmente.

Às Prefeituras de Ribeirão Preto e Glasgow pela abertura e disponibilidade em me ajudar.

À Escola de Artes Ciências e Humanidades e a Universidade de São Paulo e ao PPG em Sustentabilidade, por me permitir fazer parte do corpo de pós-graduandos de uma das melhores universidades do Brasil, e pelo ambiente de aprendizado contínuo.

Agradeço aos Prof. Dr. Evandro Mateus Moretto, por abrir as portas do mestrado para mim, até então um desconhecido, pela incrível habilidade docente e pelas contribuições realizadas a minha pesquisa.

E, por último, agradeço às agências de fomento que já me ajudaram até agora: FAPESP, em minha iniciação científica; CNPq, pelo programa Ciência Sem Fronteiras, do qual pude participar; e CAPES, agora no mestrado.

RESUMO

BIRCOL, Guilherme Augusto Carminato. **O *tiering* de informações e decisões ambientais e a estrutura de planejamento de uso e ocupação do solo.** 2018. 119 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2018. Versão corrigida.

A criação de políticas públicas possui papel estratégico principalmente em relação aos problemas ambientais de ordem global. No entanto, é preciso que exista a compatibilização entre as políticas locais e nacionais, e destes com os tratados internacionais. Em se tratando das avaliações de impacto, o encadeamento das considerações ambientais de diferentes políticas, planos, em diferentes níveis político-administrativos, é chamado de *tiering*. Procurando esclarecer quais as condições e fatores que determinam um sistema de *tiering* efetivo, esta pesquisa teve por objetivo identificar e analisar as variáveis que potencialmente influenciam o encadeamento de informações e decisões ambientais entre os diferentes níveis de planejamento. Para tanto, em um primeiro momento, foi realizada uma revisão sistemática da literatura. Em seguida, com a ajuda metodológica da análise de conteúdo, a informação bruta foi sistematizada e agrupada em diferentes tópicos, levando à criação de uma lista de critérios avaliativos e seus respectivos indicadores de performance. Então, com a finalidade de ilustrar a aplicabilidade, essa lista foi utilizada em dois casos do setor de expansão urbana, sendo um deles no Brasil (cidade de Ribeirão Preto) e o outro na Escócia (cidade de Glasgow). Desse modo, foi possível analisar ambos os sistemas de *tiering*, apontando similaridades, limitações e especificidades para cada caso. Dentre estas foi possível apontar a fragmentação institucional brasileira em relação ao planejamento sobre o uso do solo, a falta de um planejamento em escala regional e a inclusão apenas residual das considerações ambientais nas políticas, planos e programas (PPPs). Além disso, em relação ao modelo de análise proposto, muito mais do que classificar os estudos de caso e atribuir superioridade ou inferioridade, este serviu de guia dirigido para investigação das diferenças estruturais entre os casos estudados. Mais estudos são necessários para se aumentar o entendimento acerca das diferenças entre sistemas de *tiering* e para propor novas maneiras de analisar tais sistemas.

Palavras-chave: Avaliação ambiental estratégica. Estudo de impacto ambiental. Tiering.

Planejamento ambiental. Planejamento urbano.

ABSTRACT

BIRCOL, Guilherme Augusto Carminato. **The *tiering* of environmental information and decisions, and the land-use planning structure.** 2018. 119 f. Dissertation (Master of Science) – School of Arts, Sciences and Humanities, University of São Paulo, São Paulo, 2018. Corrected version.

The creation of public policies has a strategic role in tackling global environmental problems. However, there is a need to reconcile and make compatible local and national policies, and these with international treaties. Regarding, environmental impact assessments, the linking of environmental considerations of different policies, plans, and programs at different political-administrative levels is called tiering. Intending to unravel the conditions and factors that determine an effective tiering system, this research aimed to identify and analyze the variables that potentially influence the flow of environmental information and decisions among the various levels across the planning hierarchy. To achieve this goal, first a systematic review of the scientific literature was carried out. Then, with the methodological help of the content analysis, the raw information was systematized and grouped into different topics, leading to the creation of a list of evaluative criteria and their respective performance indicators. In order to demonstrate applicability, this list was used in two cases of the housing and urban expansion sector, one of which in Brazil (city of Ribeirão Preto) and the other in Scotland (city of Glasgow). In this way, it was possible to analyze both tiering systems, pointing out similarities, limitations and specificities for each case. Among these are the Brazilian institutional fragmentation – in terms of land-use planning –, the lack of the regional tier, and the lack of systematic inclusion of environmental considerations in policies, plans and programs (PPPs) development. Regarding the analysis framework proposed, it served more guidance to unravel the structural differences between the two contexts, than as a way to rank and classify them in terms of superior and inferior. More studies are needed to improve the understanding the differences in *tiering* systems and to propose new ways of analyzing them.

Keywords: Strategic environmental assessment. Environmental impact assessment. Tiering. Environmental planning. Urban planning.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Síntese do processo de pesquisa realizado.....	34
Figura 2 – Revisão sistemática realizada pela pesquisa.	37
Figura 3 – Foco de análise do <i>tiering</i>	39
Figura 4 – Representação dos estudos de caso e os elementos relevantes de cada um.	41
Figura 5 – Hierarquia do planejado definida pela legislação escocesa.	52
Figura 6 – Representação esquemática do processo de decisão sobre desenvolvimentos Nacionais e Grandes.	53
Figura 7 – Localização do empreendimento em Glasgow.	54
Figura 8– Localização do empreendimento em Ribeirão Preto.	68

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Combinação utilizada para realização de busca na base de dados.	36
Quadro 2 – Critérios de elegibilidade utilizados para a seleção de artigos científicos.	36
Quadro 3 – Sistema de mensuração utilizado pela pesquisa	37
Quadro 4 – Método de agregação dos subcritérios.....	38
Quadro 5 – Entrevistados pela pesquisa.	40
Quadro 6 – Comparação entre Ribeirão Preto e Glasgow.....	42
Quadro 7 – Avaliação do Critério A para o caso escocês.	54
Quadro 8 – Avaliação do Critério B para o caso escocês.....	55
Quadro 9 – Avaliação do Critério C para o caso escocês.....	57
Quadro 10 – Avaliação do Critério D para o caso escocês.	58
Quadro 11 – Avaliação do Critério E para o caso escocês.....	59
Quadro 12 – Avaliação do Critério F para o caso escocês.	60
Quadro 13 – Avaliação do Critério G para o caso escocês.	61
Quadro 14 – Avaliação do Critério H para o caso escocês.	62
Quadro 15 – Avaliação do Critério I para o caso escocês.....	63
Quadro 16 – Avaliação do Critério A para o caso brasileiro.....	68
Quadro 17 – Avaliação do Critério B para o caso brasileiro.....	69
Quadro 18 – Avaliação do Critério C para o caso brasileiro.....	72
Quadro 19 – Avaliação do Critério D para o caso brasileiro.....	73
Quadro 20 – Avaliação do Critério E para o caso brasileiro.	75
Quadro 21 – Avaliação do Critério F para o caso brasileiro.	76
Quadro 22 – Avaliação do Critério G para o caso brasileiro.....	77
Quadro 23 – Avaliação do Critério H para o caso brasileiro.....	78
Quadro 24 – Avaliação do Critério I para o caso brasileiro.	79
Quadro 25 – Resumo das performances de cada caso, em relação aos critérios estabelecidos.	80

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Critérios para avaliação da efetividade do <i>tiering</i> (continua).....	44
Tabela 2 – Tabela-resumo contendo os artigos científicos analisados (continua).	105
Tabela 3 – Relação das revistas apreciadas na revisão e o número de artigos analisados em cada.	119

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AAE	Avaliação Ambiental Estratégica
AAI	Avaliação Ambiental Integrada
AI	Avaliação de Impacto
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
COMDEMA	Conselho Municipal de Defesa do Meio Ambiente
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
DRS	<i>Development and Regeneration Services</i>
DS	Desenvolvimento Sustentável
EIA	Estudo de Impacto Ambiental
EPI	<i>Environmental Policy Integration</i>
FOES	<i>Friends of the Earth Scotland</i>
GROS	<i>General Register Office for Scotland</i>
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IS	<i>Improvement Service</i>
LDP	<i>Local Development Plan</i>
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NEPA	<i>National Environmental Policy Act</i>

NIMBY	<i>Not-in-My-Back Yard</i>
NPF	<i>National Policy Framework</i>
PD	Plano Diretor
PPP	Políticas, Planos e Programas
RARAM	Relatório de Análise de Risco Ambiental
SDP	<i>Strategic Development Plan</i>
SDPA	<i>Strategic Development Planning Authority</i>
SEPA	<i>Scottish Environment Protection Agency</i>
SIG	Sistemas de Informação Geográfica
SNH	<i>Scottish Natural Heritage</i>
SPP	<i>Scottish Planning Policy</i>
TR	Termo de referência
WoS	<i>Web of Science</i>
ZEE	Zoneamento Ecológico-Econômico

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVOS	21
3	REFERENCIAL TEÓRICO	22
3.1	SUSTENTABILIDADE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL	22
3.2	OS ESTUDOS DE IMPACTO AMBIENTAL E SUAS LIMITAÇÕES	23
3.3	AS AVALIAÇÕES AMBIENTAIS ESTRATÉGICAS	24
3.4	O <i>TIERING</i>	26
3.4.1	O conceito de “ <i>tiering</i> ”	28
3.4.2	O “ <i>tiering</i> ” e sua relação com outros conceitos	29
3.4.3	O embasamento teórico por trás do “ <i>tiering</i> ”	30
3.4.4	O “ <i>tiering</i> ” e o papel do planejamento regional	32
3.4.5	O “ <i>tiering</i> ” e os impactos cumulativos	32
4	MATERIAIS E MÉTODOS	34
4.1	REVISÃO SISTEMÁTICA E CRIAÇÃO DE CRITÉRIOS (FASES “A” E “B”)	34
4.2	ESTUDOS DE CASO E SÍNTESE DOS SISTEMAS DE <i>TIERING</i> (FASES “C” E “D”)	39
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
5.1	PROPOSIÇÃO DE CRITÉRIOS	43
5.1.1	“O encadeamento de informações e decisões possui amparo legal?” (A)	46
5.1.2	“A estrutura institucional permite que o fluxo de informações ocorra?” (B)	47
5.1.3	“A estrutura e conformação institucional é conhecida pelos planejadores?” (C)	47
5.1.4	“O objeto de análise e avaliação está corretamente enquadrado?” (D)	47
5.1.5	“Há recomendações para os níveis subsequentes?” (E)	48
5.1.6	“As informações são úteis ao planejamento?” (F)	48
5.1.7	“Há consideração os impactos?” (G)	48
5.1.8	“A implementação é efetiva?” (H)	49
5.1.9	“As decisões tomadas são ambientalmente legítimas?” (I)	49
5.2	APLICAÇÃO DOS CRITÉRIOS: ESTUDOS DE CASO	50
5.2.1	ESCÓCIA	50
5.2.1.1	CASO LOCAL ESCOCÊS – GLASGOW	53
5.2.1.1.1	CrITÉrio A	54
5.2.1.1.2	CrITÉrio B	55
5.2.1.1.3	CrITÉrio C	56
5.2.1.1.4	CrITÉrio D	58
5.2.1.1.5	CrITÉrio E	59
5.2.1.1.6	CrITÉrio F	60
5.2.1.1.7	CrITÉrio G	61
5.2.1.1.8	CrITÉrio H	62
5.2.1.1.9	CrITÉrio I	63
5.2.2	BRASIL	64
5.2.2.1	CASO LOCAL BRASILEIRO – RIBEIRÃO PRETO	67

5.2.2.1.1 Critério A.....	68
5.2.2.1.2 Critério B.....	69
5.2.2.1.3 Critério C.....	72
5.2.2.1.4 Critério D.....	73
5.2.2.1.5 Critério E.....	75
5.2.2.1.6 Critério F.....	76
5.2.2.1.7 Critério G.....	77
5.2.2.1.8 Critério H.....	78
5.2.2.1.9 Critério I.....	79
5.3 SÍNTESE COMPARATIVA.....	79
5.3.1 Aspectos sistêmicos.....	80
5.3.2 Nível operacional.....	83
5.3.3 Nível estratégico.....	83
5.4 CONSIDERAÇÕES SOBRE O MODELO DE ANÁLISE.....	84
5.4.1 Considerações sobre os critérios levantados.....	85
5.4.1.1 “O encadeamento de informações e decisões possui amparo legal?” (A)....	86
5.4.1.2 “A estrutura institucional permite que o fluxo de informações ocorra?” (B)	86
5.4.1.3 “A estrutura e conformação institucional é conhecida pelos planejadores?” (C)	86
5.4.1.4 “O objeto de análise e avaliação está corretamente enquadrado?” (D).....	87
5.4.1.5 “Há recomendações para os níveis subsequentes?” (E).....	87
5.4.1.6 “As informações são úteis ao planejamento?” (F).....	88
5.4.1.7 “Há consideração os impactos?” (G).....	88
5.4.1.8 “A implementação é efetiva?” (H).....	88
5.4.1.9 “As decisões tomadas são ambientalmente legítimas?” (I).....	89
6 CONCLUSÃO.....	90
REFERÊNCIAS.....	93
APÊNDICE A – RESULTADO DA REVISÃO SISTEMÁTICA.....	105
APÊNDICE B – REVISTAS APRECIADAS NA REVISÃO SISTEMÁTICA.....	119

1 INTRODUÇÃO

Tendo em vista o debate sobre sustentabilidade e desenvolvimento sustentável (DS) (BURSZTYN; BURSZTYN, 2012, p. 31) e a recente preocupação em respeitar os limites naturais do planeta (ROCKSTROM *et al.*, 2009), surge a necessidade de se estudar e desenvolver políticas capazes de lidar com problemas ambientais. Embora haja discussões acerca dos diferentes arranjos políticos possíveis no processo de tomada de decisão (e.g. regulação central, privatização e governança) (ADGER; JORDAN, 2009), o papel do Estado ainda tem relevância em se tratando da definição de objetivos para uma sociedade em busca do DS (OSTROM, 1990).

A criação de políticas públicas possui papel estratégico, principalmente em relação aos problemas ambientais de ordem global (BETSILL; BULKELEY, 2006). No entanto, é preciso cuidado com a aplicação de políticas e sistemas administrativos em diferentes níveis de tomada de decisão, já que sistemas biológicos se comportam de maneiras diferentes conforme se muda de escala (CUMMING; CUMMING; REDMAN, 2006). Ecossistemas, por exemplo, não são simplesmente microecossistemas aumentados; há propriedades emergentes envolvidas na transição de uma escala a outra, o que significa que sistemas administrativos aplicados a uma escala, quando aplicados em outra, frequentemente se mostram ineficientes e, por vezes, prejudiciais ao meio ambiente (COSTANZA *et al.*, 2000, p. 22). Além disso, em uma perspectiva de governança multinível, políticas públicas de níveis mais abrangentes precisam ser aceitas e legitimadas pelas populações em escala local, ou conflitos surgirão (BETSILL; BULKELEY, 2006; LARSSON; EMMELIN; VINDELSTAM, 2014). Problemas globais, como mudanças climáticas e perda de biodiversidade, são dificilmente aplacados somente por ações locais, já que tendem a ter comportamentos *Not-in-My-Back Yard*¹ (NIMBY) e subordinar os valores ambientais aos econômicos (FISCHER, 2005). É preciso, portanto, que exista a compatibilização entre as políticas locais e nacionais, e destes com as globais (BARKER; FISCHER, 2003).

No campo do planejamento ambiental, as políticas públicas são, geralmente, traduzidas em três diferentes ações estratégicas (ou estratégias)²: as políticas *sensu stricto*, os planos, os

¹ Tradução: “não no meu quintal”, referindo-se a empreendimentos indesejados pela população local, a despeito de seu potencial benefício para a sociedade como um todo.

² Para todos os fins, este texto utilizará, a partir deste ponto, de modo intercambiável, o vocábulo “estratégia” e a sigla “PPPs” para se referir às ações estratégica.

programas – os chamados PPPs (THERIVEL, 2010). Segundo Wood e Dejeddour (1992), os PPPs são definidos como:

“Uma política (...) pode ser definida como a inspiração e guia para a ação, um plano como um conjunto de objetivos coordenados e alinhados temporalmente para a implementação da política, e um programa como um conjunto de projetos em uma determinada área”.

Tais estratégias podem ser aplicadas a qualquer nível administrativo – nacional, regional ou local –, dependendo do arranjo institucional do país em questão. Assim, é possível coexistirem, por exemplo, políticas nacionais de mudanças climáticas, políticas regionais de mudanças climáticas e políticas locais de mudanças climáticas, além de outros planos, programas e incontáveis projetos (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011).

Seguindo uma lógica racional e linear (KØRNØV; THISEN, 2000), cada política (escala mais ampla) daria origem a um plano e/ou programa (escala mais restrita), até que um projeto – responsável por mudanças concretas no ambiente – ocorra, configurando um tipo de construção de políticas públicas chamado de *top-down*³, (FISCHER, 2006). No entanto, é muito comum, também, que estratégias de escala mais restrita – por vezes, até projetos – influenciem a criação de planos e até políticas. Neste caso, a construção é chamada *bottom-up*⁴ (FISCHER, 2006).

Assim, saber como as estratégias se relacionam, suas conexões e até como foram formadas (CHERP; WATT; VINICHENKO, 2007), é importante na implementação de políticas públicas, em busca do DS. É preciso considerar, também, que mesmo que intuitivamente não se relacionem com o meio ambiente, grande parte das estratégias afetam os ecossistemas. Por exemplo, políticas públicas de transportes impõem grande impacto ao meio, ao propor, com certa frequência, a construção de diferentes modos de transporte (e.g. rodovias, linhas férreas, hidrovias, aeroportos) (FISCHER, 2002). Portanto, as considerações e consequências ambientais de cada estratégia devem ser levadas em conta, se há o desejo por um futuro sustentável para a sociedade. O encadeamento das considerações ambientais de diferentes estratégias, em diferentes níveis político-administrativos, é chamado de *tiering*. Aqui, a definição de *tiering* utilizada é: a transferência deliberada, organizada de assuntos ambientais e informações de um nível de planejamento a outro (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011).

³ Tradução: “de cima para baixo”.

⁴ Tradução: “de baixo para cima”.

O conceito de *tiering*, neste contexto, está intimamente relacionado com o processo de avaliação ambiental estratégica (AAE), processo este que tem por finalidade a inserção da dimensão ambiental, e de outros aspectos da sustentabilidade, na criação de PPPs (FISCHER, 2007, p. 2). Um dos benefícios apontados pelos defensores da AAE é, justamente, a ocorrência de um sistema de *tiering* efetivo, em relação às estratégias e decisões (MCGIMPSEY; MORGAN, 2013). Mesmo assim, em teoria, nada impede que as estratégias de países que não possuem AAE regulamentada já estejam levando a dimensão ambiental em conta em seu planejamento. Em realidade, há o entendimento de que, no futuro, o processo de AAE estará automaticamente integrado ao planejamento, de modo que os planejadores começarão a “pensar AAE” (THERIVEL, 2010, p. 209), sem a necessidade de um processo formal. Isto significa que as questões ambientais e sociais estarão sendo consideradas no processo de planejamento. Não apenas os aspectos econômicos, como atualmente. Desse modo, as considerações ambientais parecem estar mais relacionadas com a percepção da importância e vontade dos planejadores e tomadores de decisão, do que com um instrumento propriamente dito.

O *tiering* de diversas estratégias diferentes, teoricamente, permite determinar quais os impactos ambientais cumulativos e sinérgicos ocorrendo em um mesmo setor ou espaço geográfico (MARSDEN, 2011). O cenário que se tem, portanto, é complexo e intrincado: diversas estratégias diferentes – em níveis de planejamento diferentes, em níveis administrativos diferentes, e em setores diferentes –, sendo criadas tanto de maneira *top-down* como *bottom-up*, todas impactando, de modo incremental, o meio ambiente (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011).

Apesar de presente na literatura sobre avaliações de impacto (AIs⁵) (FISCHER, 2007; THERIVEL, 2010), o *tiering* não tem sido devidamente abordado na literatura internacional, estando ausente nos últimos anos de debate científico (NOBLE, B.; NWANEKEZIE, 2017; POPE *et al.*, 2013). Além disso, devido à maneira como foi retratado inicialmente pela literatura científica – excessivamente racionalista e linear, com ênfase na construção *top-down* (NITZ; BROWN, 2001; NOOTEBOOM, 2000) – houve o entendimento de que o conceito seria demasiado teórico, incapaz de ser aplicado na prática (BINA, 2007). Porém, com a percepção atual de sua complexidade – como visto no parágrafo anterior – o *tiering* é tido como importante para a criação de políticas públicas, pois, em sua ausência, o processo de planejamento se torna

⁵ Neste texto, AIs devem ser entendidas como o conjunto formado por avaliação ambiental estratégica (AAE) e estudo de impacto ambiental (EIA).

um exercício isolado, com resultados e sem ninguém a quem direcioná-los (NOBLE, B.; NWANEKEZIE, 2017).

Assim, tendo em vista:

- a) os problemas ambientais e a busca pelo DS;
- b) os problemas que decorrem da aplicação de sistemas administrativos de uma escala a outra;
- c) a coexistência de diferentes estratégias em diferentes níveis administrativos;
- d) os dois tipos de construção de políticas públicas (*top-down* e *bottom-up*); e
- e) as consequências incrementais de cada estratégia ao meio ambiente,

é preciso esclarecer quais as condições e fatores que determinam um sistema de *tiering* efetivo – capaz de encadear diferentes estratégias, e suas respectivas considerações ambientais, em diferentes níveis administrativos – a fim de avaliá-lo. Assim, seria possível, além de avaliar a efetividade de um dado sistema de *tiering*, comparar diferentes experiências em jurisdições diferentes, o que pode resultar em insights úteis para o entendimento do *tiering*. Surgem, portanto, os questionamentos: o que diz a literatura científica sobre o *tiering*? Há princípios ou critérios possíveis para que se avalie o *tiering*?

2 OBJETIVOS

OBJETIVO GERAL:

Identificar e analisar os fatores que influem no *tiering* de informações e decisões ambientais, propor uma lista de critérios e aplicá-la em dois estudos de caso – Glasgow e Ribeirão Preto –, apontando as condições que favoreçam este encadeamento.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Estabelecer uma lista de critérios que permita avaliar o estabelecimento do *tiering* em contextos diferentes, baseando-se na literatura científica;
- Descrever e analisar os sistemas de *tiering* em dois estudos de caso: a) Escócia (Glasgow); e b) Brasil (Ribeirão Preto);
- Apontar similaridades, limitações e especificidades que potencialmente sirvam para apontar caminhos, em relação ao caso brasileiro; a partir da comparação de ambas as realidades.
- Apontar os limites da lista de critérios em relação à efetividade em avaliar os sistemas de *tiering* nos casos estudados.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

Esta seção desenvolve os assuntos abordados na introdução, buscando dissertar sobre a importância do processo de planejamento ambiental e seus instrumentos – as avaliações de impacto (AIs) – para o alcance de um futuro sustentável para a sociedade. Em um primeiro momento, os conceitos de sustentabilidade e DS são discutidos. Em seguida, é exposto um apanhado histórico sobre o surgimento das AIs, seus limites e maneira como se complementam. Por último, o conceito de *tiering* é analisado, ressaltando a importância em se estudá-lo.

3.1 SUSTENTABILIDADE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

Nas palavras de Schaller (1993), “[...] a sustentabilidade é como ‘verdade’ e ‘justiça’ - conceitos que não são entendidos rapidamente de forma concisa”. Neste mesmo sentido, Veiga (2014) considera a sustentabilidade como um novo valor emergente, originado a partir da “consagração da retórica” sobre o DS.

A partir desta concepção, há a proposição de três dimensões componentes da sustentabilidade como valor: a) a espacial, abordando aspectos físicos e territoriais⁶ (quais características ambientais serão preservadas? De que modo? Como preservar o patrimônio físico-cultural?); b) a temporal (escala de tempo intergeracional ou intrageracional? Por quanto tempo o modelo de desenvolvimento deve se manter?); e, por último, c) a dimensão da participação social, que procura legitimar as decisões tomadas pela sociedade, assim como designar responsabilidades e competências (BELL; MORSE, 2008, p. 14; SOUZA, 2000).

Há, porém, outros valores da sociedade imbuídos nessa abrangente concepção de sustentabilidade. Não basta apenas preservar os aspectos ambientais e respeitar os limites ecológicos; é preciso fazê-lo de forma correta, procurando se atentar a valores como equidade, justiça social, democracia e bem-estar social (ADGER; JORDAN, 2009). Fica claro, portanto, que a sustentabilidade, além de valor, possui um caráter processual, que aborda questões de governança, para que as decisões sejam tomadas da melhor maneira possível.

⁶ Concepção de Milton Santos, na qual território é entendido não apenas como o espaço físico, mas como o espaço significado e ocupado pelo homem, com sua cultura e suas normas sociais (SANTOS, 2006, p. 38).

Assim, o panorama resultante é aquele no qual o valor sustentabilidade deve influenciar, incrementalmente, as ações tomadas pela sociedade, visando alcançar um objetivo comum: o DS⁷ (DOVERS, 1990; VEIGA, 2005).

Dois modelos de DS se sobressaem: um que aceita a substituição do capital natural pelo capital produzido, e outro que considera o capital natural como insubstituível. A diferença entre os dois se encontra no valor designado ao capital natural: no primeiro caso, no qual se admite a substituição, a sustentabilidade (valor) é chamada de fraca; enquanto que no segundo, em que se preza pela não substituição, a sustentabilidade é chamada de forte (TURNER; PEARCE; BATEMAN, 1993). Assim, dependendo do valor de sustentabilidade que se adota – forte ou fraca – o modelo de desenvolvimento se modifica.

O que se busca, portanto, é um modelo que possua como arcabouço para seus processos a sustentabilidade (valor), seja ela forte ou fraca, buscando atingir o convívio harmonioso entre a sociedade humana como um todo e a biosfera da qual faz parte (VEIGA, 2014). Por sua vez, a sustentabilidade deve ser aplicada por seres humanos imperfeitos, muitas vezes incapazes de perceber toda complexidade existente no mundo real e transpô-la aos processos decisórios. Para isso, há a necessidade de se utilizar instrumentos e procedimentos capazes de avaliar se a decisão tomada é, de fato, sustentável (BELL; MORSE, 2008, p. 20). A partir dessa necessidade, portanto, surgem, entre outros instrumentos, as AIs – avaliações de impacto –, procurando identificar, mensurar e remediar, qualitativa e quantitativamente, os impactos das modificações antrópicas no meio ambiente.

3.2 OS ESTUDOS DE IMPACTO AMBIENTAL E SUAS LIMITAÇÕES

As AIs surgem em 1969 com o *National Environmental Policy Act* (NEPA), nos EUA, com o objetivo de entender as consequências ambientais das atividades humanas (SÁNCHEZ, 2013). Há toda uma família de AIs, da qual fazem parte, por exemplo, as avaliações de impacto social e avaliações do ciclo de vida. No contexto do planejamento ambiental, são dois os tipos principais de AIs: o estudo de impacto ambiental (EIA⁸) que procura identificar impactos ambientais de projetos de desenvolvimentos e a viabilidade dos empreendimentos (ex: hidrelétricas e rodovias); e a AAE, que procura avaliar as consequências ambientais de PPPs, e

⁷ Definição presente no Relatório *Our Common Future*: “[DS é o] desenvolvimento capaz de saciar as necessidades da geração presente, sem comprometer a capacidade das gerações futuras em saciar as suas” (WCED, 1987).

⁸ EIA em inglês significa *environmental impact assessment* (avaliação de impacto ambiental), mas seu significado continua sendo para avaliação em nível de projetos, igual ao Brasil.

mesmo tempo inserir a variável ambiental no processo de planejamento desses mesmos PPPs (THERIVEL; PARTIDARIO, 1996).

À época, o EIA foi a modalidade que mais ganhou publicidade, uma vez que a legislação oferecia diretrizes específicas para se avaliar as consequências ambientais de projetos, como, por exemplo, hidrelétricas, rodovias e portos (SÁNCHEZ, 2013). Porém, logo se tornou claro que tal modalidade possuía diversas limitações, que segundo Therivel e Partidário (1996), compreendem:

- a) atuação tardia no processo decisório, agindo reativamente às propostas de desenvolvimento, ao invés de proativamente, já que o processo se dá somente depois de muitas decisões estratégicas já terem sido tomadas;
- b) inaptidão para lidar com questões abrangentes e frequentemente vagas, típicas de decisões estratégicas. Isto se reflete no tipo de informações fornecidas pelos EIAs, rigorosa e sistematicamente obtidas e com alto grau de confiança, mas incompatíveis com a esfera decisória, que busca obter informações mais gerais e diretas para lidar com problemas com alto grau de incerteza;
- c) incapacidade de prever impactos cumulativos e sinérgicos de diferentes projetos sendo desenvolvidos na mesma região de interesse, incluindo os que não necessitam da EIA, assim como potenciais impactos globais (emissão de gases estufa, perda da biodiversidade, etc.).

Desse modo, da necessidade de se avaliar os impactos em um âmbito mais estratégico (i.e. dos PPPs) a atenção foi se voltando, cada vez, mais para a AAE (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011; THISSEN, 2000).

3.3 AS AVALIAÇÕES AMBIENTAIS ESTRATÉGICAS

Em se tratando de sistemas de *tiering* é imprescindível que se discuta sobre AAE e seu papel, visto que, internacionalmente, é tida como um dos instrumentos mais aptos para o encadeamento de decisões ambientais (FISCHER, 2007; THERIVEL, 2010; THERIVEL; PARTIDARIO, 1996).

Os benefícios de se implementar tal processo, segundo Therivel (2010), são: melhoria da ação estratégica; promoção da participação de outros *stakeholders*; foco em questões-chave sobre meio ambiente/sustentabilidade; identificação da melhor alternativa; minimização dos

impactos negativos, otimização dos positivos e compensação da perda de aspectos benéficos e valiosos; e garantia de que a ação estratégica não excederá a capacidade de suporte do ambiente.

Há muitas variações de AAEs, que mudam de país para país (DALAL-CLAYTON; SADLER, 2005; FISCHER, 2007), mas segundo Verheem e Tonk (2000) o núcleo comum de entendimento é a ideia de que é “um processo estruturado e proativo, que visa fortalecer o papel de aspectos ambientais na tomada de decisão estratégica”. Pode-se notar, portanto, que a AAE, em sua origem, preocupa-se estritamente com aspectos biofísicos do meio ambiente. Entretanto, com a publicação da diretiva europeia 42/2001 (*SEA Directive*), grande responsável pela disseminação deste instrumento, há a proposição de aumento do escopo da AAE, uma vez que a diretiva inclui a “promoção do DS” em seus objetivos (ODPM, 2005).

De fato, alguns autores afirmam que a AAE possui o potencial de integrar, em seus objetivos, outras considerações, como fatores sociais e econômicos, buscando alcançar o DS (GIBSON, 2001; PARTIDARIO, 2003). Outros, no entanto, consideram que a AAE deve se manter fiel às questões de cunho exclusivamente biofísico-ambiental, garantindo sua inserção no processo decisório, que atualmente é dominado pelo poder econômico (MORRISON-SAUNDERS; FISCHER, 2006; POPE; ANNANDALE; MORRISON-SAUNDERS, 2004).

O produto esperado da AAE é, portanto, a inserção da variável ambiental e/ou sustentabilidade nas ações estratégicas contidas nos PPPs propostos. Contudo, tais PPPs, como o próprio termo sugere, encontram-se em diferentes níveis de planejamento (i.e., política, plano ou programa).

Essa diferença de escalas pode pressupor diferentes configurações de AAE, que seriam mais ou menos adequados para cada nível estratégico. Sheate *et al* (2003), por exemplo, sugerem que a abordagem *objectives-led*⁹ – na qual se definem primeiramente os objetivos para depois avaliar em que medida as alternativas propostas contribuem para alcançá-los (DALAL-CLAYTON; SADLER, 2005; THERIVEL, 2010) – talvez seja mais eficientemente utilizada por níveis mais estratégicos (e.g. políticas), já que informações e dados biofísicos para estas escalas, muitas vezes, não estão disponíveis. Já as AAEs realizadas em níveis menos estratégicos (e.g. programas) possuiriam uma abordagem *baseline-led*¹⁰ – na qual se identificam primeiro os limites ambientais para só depois avaliar as consequências ambientais da ação estratégica proposta, como se fosse a aplicação do EIA para os níveis estratégicos (DALAL-

⁹ Tradução, “norteadas pelos objetivos”.

¹⁰ Em tradução para o português, “norteadas pelo *baseline* (dados biofísicos) ”.

CLAYTON; SADLER, 2005; THERIVEL, 2010). No entanto, como mostrado, por exemplo, por Fischer (2007) e Dalal-Clayton e Sadler (2005), a abordagem, seja ela *objectives-led* ou *baseline-led*, independe do nível estratégico. Níveis menos estratégicos podem fazer uso de AAEs *objectives-led*, assim como níveis mais estratégicos podem se apoiar em AAEs *baseline-led*.

A partir deste panorama, com decisões sendo tomadas dinamicamente e a todo momento em diferentes níveis político-administrativos, é possível discutir acerca do conceito de *tiering*, que remete à ideia de decisões tomadas em âmbitos mais estratégicos “escorrerem” para âmbitos mais operacionais (ANNANDALE *et al.*, 2001).

3.4 O *TIERING*

Como citado anteriormente, a definição de *tiering* utilizada por este trabalho é: a transferência deliberada, organizada de assuntos ambientais e informações de um nível de planejamento a outro (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011). Além disso, utiliza-se aqui a denominação “*tiering* efetivo”, significando que as decisões e informações de um PPP chegam até outras ações estratégicas em outros níveis, de maneira explícita, consciente e deliberada (FISCHER, 2005). Neste sentido, não há apenas a consideração do que foi decidido – e, portanto, é legalmente normativo aos níveis subsequentes, precisando ser seguido independentemente de qualquer coisa – mas também se utiliza do processo avaliativo utilizado anteriormente (e.g., AAE ou EIA) como fonte de informações para a consideração de suas próprias consequências ao ambiente. A falta de um *tiering* efetivo implica que o processo de planejamento não levou em consideração, de maneira adequada, as informações ambientais levantadas previamente por outros níveis, apenas as diretrizes determinadas – o que em si próprio configura um tipo de *tiering*, embora não efetivo.

Em tradução literal, *tiering* significa encadeamento, que remete à interconexão das decisões ambientais/sustentabilidade nos diferentes níveis (OLIVEIRA; MONTAÑO; SOUZA, 2009). Isso permite que, além de garantir a efetividade das decisões por meio de cascatas de informação de cima para baixo (*top-down*), cada nível hierárquico exija um detalhamento compatível com sua abrangência, evitando sobreposição de informações e abrindo possibilidades para aceleração de projetos subsequentes e economia de tempo e dinheiro (FISCHER, 2007).

Segundo Arts, Tomlinson e Voogd (2011), há três tipos de *tiering*: o vertical, que ocorre hierarquicamente partindo do âmbito mais abrangente para o mais restrito, dentro um mesmo setor (e.g., energético, transportes, habitacional) ou área (e.g., global, continental, nacional, estatal, regional); o horizontal, que ocorre dentro de um mesmo nível hierárquico, mas entre diferentes setores ou áreas; e o diagonal, que combina o primeiro e o segundo.

Em realidade, o processo de AAE é naturalmente permeado por este conceito, uma vez que o objetivo final do *tiering* é permitir a conexão entre as decisões de âmbitos mais estratégicos (AAE) e as de âmbito menos estratégicos (EIA). Portanto, estabelecer o *tiering* em um processo decisório torna-o mais eficiente e garante a transmissão de informações (THERIVEL, 2010). O cenário ideal seria aquele no qual as avaliações ambientais fossem detalhadas o suficiente para nível estratégico em que se encontra, ao mesmo tempo em que fornecem as diretrizes para as avaliações ambientais subsequentes de níveis mais operacionais (POPE; GRACE, 2006).

O processo decisório, porém, não é simples, mas sim complexo e dinâmico, ocorrendo em um ambiente em constantes modificações, sejam elas sociais, ambientais, culturais, políticas, éticas ou outras (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011). É muito comum, por exemplo, que a proposição de projetos influencie, *a posteriori*, a criação de PPPs (FISCHER, 2005). Nesta visão, o *tiering* é entendido como parte de um processo mais abrangente que age em duas direções – *top-down* e *bottom-up*. Assim, este processo seria análogo ao que acontece com a chuva: primeiro as decisões e informações precipitam em forma de chuva (*top-down*) e depois evaporam para influenciar os níveis estratégicos novamente (*bottom-up*) (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011).

O estudo do *tiering* está intimamente relacionado ao estudo de duas fases dos processos de AI: a) *follow-up*¹¹, que se atenta às consequências pós-decisórias das ações estratégicas, oferecendo diretrizes e informações para outras avaliações ambientais subsequentes; e b) *scoping*¹², que, fazendo uso das diretrizes fornecidas pelas avaliações ambientais anteriores, definirá o escopo do processo de avaliação ambiental que será feito (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011; GACHECHILADZE-BOZHESKU; FISCHER, 2012).

Devido a essa complexidade, muitos autores consideram o *tiering* como um conceito teórico e de difícil aplicabilidade (BINA, 2007; PARTIDARIO; ARTS, 2005). Há, contudo,

¹¹ Tradução: “acompanhamento”.

¹² Tradução: definição do “escopo”.

experiências internacionais em que o sistema de *tiering* é relativamente bem-sucedido como, por exemplo, na Holanda (PARTIDARIO, 2003). Isso porque o arranjo institucional (i.e., o contexto que permeia a tomada de decisão) permite que haja a passagem de informação a outros níveis. Annandale (2001) e Gachechiladze, Noble e Bitter (2009), por exemplo, sugerem que um modelo de governança mais centralizado, com as hierarquias bem definidas e voltadas para um fluxo *top-down*, são mais adequados para um sistema de *tiering* efetivo. Nesta mesma linha de raciocínio, Larsson (2014) apresenta as dificuldades de se lidar com um modelo multinível de governança, com diferentes esferas decisórias, em diferentes níveis hierárquicos e em conflito entre si.

Seja um arranjo mais vertical e hierarquizado, seja um mais horizontal e participativo, há outros fatores do contexto a serem considerados: valores da sociedade, conflitos sociais, legislação, horizontes temporais (HILDÉN; FURMAN; KALJONEN, 2004). A relação entre estes fatores é que vai acabar por determinar as características do sistema de *tiering*. É neste sentido, de identificar os fatores relevantes a um sistema de *tiering* efetivo e a dinâmica de suas interações, que o presente trabalho se insere.

Feita esta contextualização, é importante ressaltar cinco aspectos sobre o *tiering* que requerem atenção, apresentados a seguir.

3.4.1 O conceito de “*tiering*”

O primeiro deles diz respeito ao enfoque que se dá ao *tiering* e as nuances conceituais resultantes de entendimentos diferentes. O vocábulo *tiering*, por exemplo, é usado, principalmente, de duas maneiras: ou para se referir ao compartilhamento sistemático de informações ambientais, levantadas por um processo de avaliação, entre vários e diferentes níveis; ou simplesmente a conexão genérica entre as informações ambientais de níveis estratégicos e nível de projeto (e.g. AAE-EIA) (BRAGAGNOLO; GENELETTI; FISCHER, 2012). Além desta questão semântica, muito se fala sobre os diferentes tipos de *tiering*: vertical, horizontal e diagonal (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011). No entanto, é preciso cuidado e precisão ao se referir a tais conceitos, procurando discernir se o discurso está sendo feito em relação a níveis políticos (e.g. política, plano, programa e projeto) ou a níveis administrativos (nacional, regional, local) (FISCHER; WOOD; JONES, 2002). Dependendo do contexto, a conexão entre uma política e plano em um mesmo nível administrativo, apesar de estarem em

níveis políticos diferentes, podem ser tratados como um caso de *tiering* horizontal. Do mesmo modo, a conexão entre dois planos realizados em níveis administrativos distintos, apesar de estarem em níveis políticos distintos, pode ser tratada como um caso de *tiering* vertical. Esta representação fica ainda mais complexa quando se incluem diferentes setores, em diferentes níveis, sejam eles políticos ou administrativos, no que constitui o *tiering* diagonal.

3.4.2 O “*tiering*” e sua relação com outros conceitos

O segundo aspecto que requer atenção é a relação do conceito de *tiering* com outros termos e expressões utilizados tanto no campo das avaliações de impacto como em outras áreas de concentração – por exemplo, políticas públicas ou planejamento – mas com outros enfoques, por vezes extrapolando o conceito de *tiering* em direção a algo mais inclusivo. Uma dessas expressões é o de “integração entre domínios” (*cross-domain integration*), que se refere à integração da dimensão ambiental entre três esferas: criação de políticas públicas, planejamento e avaliação de impactos (GONZÁLEZ *et al.*, 2013; OLAGUNJU; GUNN, 2016). Em se tratando de diferentes domínios, pode-se entender que as informações ambientais, levantadas pelos processos de avaliação, devem ser integradas na estrutura de planejamento. Portanto é necessário que se conheça os diferentes níveis político-administrativos existentes para o setor (ou setores) em consideração, visando a efetiva integração ao nível mais adequado. Se o *tiering* for entendido como uma troca deliberada de informações entre diferentes níveis (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011, p. 417), então o conceito está naturalmente imbuído na integração entre domínios. Esta mesma linha de raciocínio serve para a expressão “integração política ambiental” (*environmental policy integration* – EPI), que diz respeito à integração de diferentes ações estratégicas, visando a uma consideração holística da dimensão ambiental na definição de políticas (VICTOR; AGAMUTHU, 2014). Interessante ressaltar que, em relação à EPI, expressões “integração vertical” e “integração horizontal” são praticamente as mesmas utilizadas pela literatura científica ao se referenciar ao *tiering* (por ex: BARKER; FISCHER, 2003). Outra expressão que parece ter relação com o conceito de *tiering* é a de “governança multinível” (GOUDA; MASOUMI, 2017; IVES *et al.*, 2015). Tal noção remete à necessidade de se gerir um sistema de planejamento em diferentes níveis e escalas, ao mesmo tempo em que se adiciona a variável participação. Não apenas o compartilhamento e troca de informação entre os diferentes níveis (*tiering*), mas a compatibilização dos interesses de diversos atores em cada arena de tomada de decisão, são o foco da governança multinível. Por último, a noção de gestão

adaptativa também pode ser relacionada com a de *tiering* (IRVINE *et al.*, 2016; PAPATHANASIOU; KENWARD, 2014). Apesar de não serem sinônimos, a transferência de informações a outros níveis só faz sentido caso haja um sistema de gestão adaptativa vigente, capaz coletar informações e transformá-las em ações corretivas de percurso, para cada ação estratégica em consideração. Sem ela, a troca de informações não se traduz na efetiva proteção ambiental e implementação de práticas sustentáveis.

3.4.3 O embasamento teórico por trás do “*tiering*”

Outro aspecto que se destaca é a crítica ao embasamento teórico em que o conceito de *tiering* se apoia; em específico, à racionalidade linear (BINA, 2007; KØRNØV; THISSEN, 2000) e à formação deliberada de estratégias (CHERP; WATT; VINICHENKO, 2007). Atualmente, há o reconhecimento de que processos menos racionais, mais subjetivos, são mais adequados para níveis mais estratégicos de tomada de decisão (por exemplo, políticas em âmbito nacional), buscando compatibilizar e permitir a negociação entre os diferentes valores dos atores envolvidos; enquanto que processos mais racionais, menos subjetivos, são mais compatíveis com níveis mais operacionais (por exemplo, programas ou projetos em âmbito local), tomando decisões com base nas informações levantadas (FISCHER, 2003). No entanto, apesar desse entendimento, é preciso reconhecer que os processos de avaliação ambiental, AAE e EIA, surgiram baseados na concepção racional de tomada de decisão: se a informação fornecida ao processo de tomada de decisão for válida e robusta, cientificamente falando, então a decisão também o será (KØRNØV; THISSEN, 2000; NILSSON; DALKMANN, 2001). Talvez esse seja o motivo por trás da ineficácia das avaliações ambientais ao nível de políticas (NITZ; BROWN, 2001). Ao adicionar o conceito de *tiering* a essa equação, é possível apontar três premissas que o conceito possui:

- a) presumir que informações úteis sobre o ambiente chegarão aos níveis subsequentes, mesmo sabendo que níveis estratégicos são baseados em processos decisórios mais subjetivos, de modo a almejar que o ambiente seja sucessivamente avaliado em uma escala crescente de detalhes (BINA, 2007);
- b) entender que o fluxo *top-down* de informações permite uma melhor concretização das políticas definidas em níveis superiores, mesmo que se aceite que projetos podem influenciar planos e programas (*bottom-up*) (FISCHER, 2005);

- c) presumir que, se as informações forem adequadamente avaliadas, com a melhor decisão possível sendo tomada, então o ambiente estará devidamente protegido (CHERP; PARTIDÁRIO; ARTS, 2011).

A primeira premissa implica que o processo de avaliação deva ser estendido a níveis estratégicos e subjetivos – aqueles que não necessariamente utilizam informações científicas com o mesmo peso que níveis operacionais. Mais que isso, implica que a estrutura de planejamento seja composta por unidades discretas de tomada de decisão (os níveis político-administrativos), cada um com suas funções e escalas de avaliação definidas (BINA, 2007), quando, em realidade, decisões, análises e responsabilidades podem se sobrepor, dada a complexidade dos sistemas de planejamento. Já a segunda premissa indica que, pela literatura levantada, processos *bottom-up*, por vezes, não se concretizam em uma adequada avaliação sistemática do ambiente, já que projetos forçam a modificação de planos e programas devido à falta de harmonização entre seus objetivos (FISCHER, 2005; SÁNCHEZ; SILVA-SÁNCHEZ, 2008). Inclusive, há a sugestão de que processos *top-bottom*, em uma estrutura hierarquizada de tomada de decisão (FIDLER; NOBLE, 2012) e com controle centralizado de tomada de decisão (GACHECHILADZE; NOBLE; BITTER, 2009) sejam mais efetivos, em termos concretizar políticas definidas em níveis estratégicos em níveis operacionais. Há, no entanto, se se considerar que é difícil rastrear a influência de certos planos a níveis subsequentes, já que o planejamento nem sempre é linearizado (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011), com diferentes planos influenciando ações estratégicos de diversas maneiras (*splash-effect*) (CHERP; PARTIDÁRIO; ARTS, 2011). Por último, a terceira premissa diz respeito à efetividade do *tiering* em termos práticos, já que se a informação for confiável e a decisão a melhor possível, então o ambiente estará devidamente considerado no planejamento. Longe de negar que um planejamento forte é condição favorável, a literatura indica que não necessariamente um *tiering* efetivo se traduzirá em proteção ao ambiente. Isto porque a teoria por trás do planejamento, em geral, é a de formação deliberada da estratégia: planejar primeiro, agir em segundo (CHERP; WATT; VINICHENKO, 2007). No entanto, a formação de estratégias não é estritamente deliberada, mas possui também um caráter emergente – quando a implementação não pode ser separada do planejamento, fazendo com que novas estratégias sejam produzidas conforme a implementação oferece *feedback* sobre novos problemas (CHERP; PARTIDÁRIO; ARTS, 2011; CHERP; WATT; VINICHENKO, 2007). Ou seja, além de um planejamento robusto, é preciso considerar a fase de implementação das estratégias e aprender e corrigir o percurso, caso necessário. Neste cenário, o *tiering* se mostra bastante

depende dos processos de avaliação *ex-post* (*follow-up*), já que os *feedbacks* são importantes não apenas para o nível em que a avaliação ocorre, mas também para os níveis subsequentes.

3.4.4 O “*tiering*” e o papel do planejamento regional

O quarto aspecto em consideração diz respeito ao papel do nível administrativo regional na estrutura de planejamento. Apesar de existir o reconhecimento de que os processos de formação de políticas ocorrem tanto no sentido *top-bottom* quanto *bottom-up*, problemas globais, como as mudanças climáticas e a degradação ambiental, necessitam de uma abordagem contínua e sistemática, através da hierarquia de planejamento (FISCHER, 2005). No entanto, é sabido que as autoridades locais, assim como as nacionais e regionais, são eleitas e possuem seus interesses próprios. Formular políticas de alcance global, portanto, necessita de ampla participação da sociedade, e em todos os níveis de planejamento, para evitar conflitos quando as decisões já tiverem sido tomadas (ATLIN; GIBSON, 2017; IVES *et al.*, 2015; SHEELANERE; NOBLE; PATRICK, 2013). Neste sentido, há trabalhos que ressaltam o papel estratégico do nível administrativo regional (CARTER *et al.*, 2015; VICTOR; AGAMUTHU, 2014), inclusive sugerindo que impactos cumulativos poderiam ser melhor avaliados na escala regional (FOLKESON; ANTONSON; HELLDIN, 2013; WHITE; NOBLE, 2013). Assim, a escala regional serviria de conexão entre os níveis nacional e local, conciliando os objetivos desses níveis, no que configura o chamado *counter-current approach* (BARKER; FISCHER, 2003; FISCHER *et al.*, 2009).

3.4.5 O “*tiering*” e os impactos cumulativos

Por último, é importante ressaltar a relação entre o conceito de *tiering* e o de avaliação impactos cumulativos (ATLIN; GIBSON, 2017; BIDSTRUP; HANSEN, 2014; WILLSTEED *et al.*, 2017). A efetividade do *tiering* é dependente da capacidade de se considerar, sistemática e continuamente através da hierarquia político-administrativa, as informações e impactos ambientais referentes às ações estratégicas. Em última instância, portanto, encadear diversas estratégias deve permitir a devida consideração dos impactos cumulativos, oriundos de estratégias vigentes em diferentes níveis, além de reduzi-los (MARSDEN, 2011). A associação entre *tiering* e avaliação de impactos cumulativos, apesar de evidente, não permite a identificação denexo causal entre essas variáveis – pelo menos do ponto de literatura levantada.

Houve, por exemplo, indicações de que o principal benefício de se unir AAE e avaliação de impactos cumulativos seria a obtenção de um *tiering* efetivo (GUNN; NOBLE, 2011). Neste caso, os papéis das variáveis se encontram dispostas de maneira distinta: o *tiering* seria, hipoteticamente, consequência da avaliação de impactos cumulativos em conjunto com o planejamento, e não causa. Independentemente da relação causal, falar de *tiering* implica em, também, considerar impactos cumulativos. Combinando este aspecto, sobre impactos cumulativos, com o papel estratégico do nível regional, fica o questionamento se ferramentas como a AAE Regional (R-SEA) (BIDSTRUP; KØRNØV; PARTIDÁRIO, 2016) e a avaliação de impactos territoriais (TIA) (PERDICOÚLIS; BATISTA; PINHO, 2016) não poderiam contribuir para o estabelecimento de um *tiering* efetivo, já que se propõem a avaliar os impactos, de uma região ou território, em diferentes níveis e escalas, e entre diferentes setores e administrações.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Para alcançar os objetivos da pesquisa, foi utilizado um processo de avaliação¹³ que segundo Owen e Rogers (1999) *apud* Wessels, Retief e Morrison-Saunders (2015) é entendido como a maneira de se fazer um julgamento sobre o valor de algo sob revisão. Tal processo é composto pelas seguintes fases: a) proposição de critérios; b) construção de padrões; c) mensuração e comparação com os padrões; e d) síntese e integração da evidência a um julgamento de valor. A figura 1 ilustra esse processo de pesquisa realizado no presente trabalho. As fases “a” e “b” encontram-se descritas na próxima seção (4.1), enquanto que “d” e “e” na seção subsequente (4.2).

Figura 1 - Síntese do processo de pesquisa realizado.

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

4.1 REVISÃO SISTEMÁTICA E CRIAÇÃO DE CRITÉRIOS (FASES “A” E “B”)

A primeira parte da pesquisa se ateve à tarefa de estabelecer critérios para a avaliação do *tiering* em diferentes contextos. Para tanto, foi utilizada parte de processo de revisão sistemática.

A revisão bibliográfica narrativa não se atém a uma pergunta científica específica, nem possui uma sistematização *a priori* de sua metodologia de pesquisa, sendo, portanto, suscetível

¹³ Neste caso, apesar de relacionados, avaliação não deve ser confundido com os processos de EIA ou AAE.

a reproduzir vieses de seleção (UMAN, 2011). Em contrapartida, a revisão sistemática busca enquadrar todos os artigos que satisfaçam os critérios de elegibilidade determinados de antemão, buscando responder uma pergunta específica (HIGGINS; GREEN, 2011). No caso deste trabalho, a pergunta foi: quais as variáveis e condições que influenciam o estabelecimento do *tiering*? A pergunta está diretamente relacionada com o objetivo geral da pesquisa. As fases da revisão sistemática utilizadas por este trabalho foram (UMAN, 2011):

- a) formulação da pergunta de revisão: o que diz a literatura científica sobre o *tiering*?
- b) definição dos critérios de elegibilidade (inclusão e exclusão);
- c) desenvolvimento da estratégia de busca;
- d) seleção dos estudos;
- e) extração dos dados;
- f) disseminação dos resultados.

Como modo de tentar garantir a qualidade, a revisão enfocou fontes primárias de informação científica, ou seja, artigos científicos que passaram por um processo de revisão por pares. Além destes, alguns capítulos de livros reconhecidamente de referência foram incluídos por tratarem exatamente da pergunta de revisão.

Em um primeiro momento, a pesquisa tentou realizar sua busca nas duas bases de dados tidas como as mais utilizadas entre os pesquisadores: *Scopus* e *Web of Science* (WoS). No entanto, em se tratando de um tema delicado e que, por vezes, não se caracteriza nas pesquisas científicas como um objeto de estudo *per se*, foi preciso mudar a estratégia de busca para conseguir apreender o que a literatura científica fala sobre o *tiering*. Ao invés de palavras-chave sendo buscadas apenas nos campos título, resumo e palavras-chave dos buscadores, optou-se por pesquisa-las, também, no corpo do texto. Para tanto, foi preciso escolher uma base de dados de artigos científica específica de uma editora. Neste caso, optou-se pelo *ScienceDirect*, pertencente à editora Elsevier. Uma única combinação foi utilizada, buscando ser o mais abrangente possível, a fim de incluir resultados potencialmente relacionados à pesquisa. Isto porque, como dito anteriormente, muitos trabalhos no campo das avaliações de impacto não têm o *tiering* como um objeto claro de estudo, embora ele frequentemente esteja no contexto de discussão. A combinação utilizada está descrita no quadro 1.

Os critérios de elegibilidade utilizados na seleção dos artigos, tanto de inclusão como de exclusão, encontram-se representados no quadro 2. Foram selecionados um total de 80

artigos científicos, que foram julgados serem relacionados à pesquisa e relevantes no sentido de contribuir com informações prescritivas sobre o *tiering*.

Quadro 1 - Combinação utilizada para realização de busca na base de dados.

BASE DE DADOS	TERMOS DE PESQUISA	Nº DE DOCUMENTOS
<i>ScienceDirect</i>	("tier*"AND"planning")AND("environmental assessment"OR"impact assessment")	453

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

*: símbolo que permite a busca de todas as palavras que contenham o radical referenciado.

AND: operação de intersecção entre os segmentos.

() : os parênteses delimitam uma unidade independente de fatores

"" : as aspas permitem a busca do termo exatamente da maneira como está escrito.

Quadro 2 – Critérios de elegibilidade utilizados para a seleção de artigos científicos.

INCLUSÃO	EXCLUSÃO
Artigos científicos	Cartas, editoriais, anais de congressos e revisões de livros
Trabalho disponível na íntegra	Acesso apenas ao título, resumo e palavras-chave
Língua inglesa	Qualquer outra língua
Temas relacionados ao planejamento ambiental em políticas públicas	Qualquer outro tema que fuja do contexto de políticas públicas
Indicadores de palavras no texto: tier", "level", "collaboration" "cooperation", "scale", "information", "flow", "vertical" "integration", "cascade", "trickle", "links", "linkage", "streamline", "nested", "framed".	Falta desses indicadores durante o texto
Trabalhos publicados entre 2007 e 2017	Trabalhos publicados antes de 2007 e depois de 2017

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Para o estabelecimento de critérios, foi preciso extrair o conteúdo relativo ao *tiering* de cada artigo científico. Não apenas os artigos científicos selecionados foram utilizados, como também alguns capítulos de livros relevantes ao tema específico (figura 2). Desse modo, foi criada uma tabela-síntese, contendo: os autores e o ano de publicação, o título da publicação, o tipo de pesquisa científica (empírico, teórico ou ambos) e as informações relevantes de cada trabalho. Esta tabela se encontra no apêndice A deste documento. Importante ressaltar que, para extração de informações dos artigos, foi utilizado o processo de análise de conteúdo (CAMPOS, 2004; CAREGNATO; MUTTI, 2006; PÁDUA, 2002).

Figura 2 – Revisão sistemática realizada pela pesquisa.

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

A compilação dos resultados foi feita de maneira a juntar temas que estivessem mais relacionados entre si, configurando, então, os critérios propriamente ditos. Três tabelas-teste de critérios foram criadas até que se alcançasse um resultado coerente e satisfatório. O resultado final se assemelha com o conceito de listas de verificação (SÁNCHEZ, 2013), utilizado, por exemplo, por Fischer (2007) para avaliar a qualidade de relatórios de AAE. Neste sentido, para cada critério e/ou subcritérios acompanhantes foram estabelecidos parâmetros de análise que, de acordo com a literatura, potencialmente inferem a qualidade do *tiering*. Para medir o quanto cada critério atende ao padrão estabelecido – portanto, sendo uma medida de qualidade do sistema de *tiering* – foi utilizado o sistema utilizado por Gachechiladze, Noble e Bitter (2009) que, em seu trabalho, mediam a qualidade do sistema de *follow-up*, este intimamente relacionado com o *tiering*. O quadro 3 descreve este sistema de mensuração.

Quadro 3 – Sistema de mensuração utilizado pela pesquisa

SÍMBOLO	SIGNIFICADO
★★★	Totalmente evidente
★★	Evidente em grau maior
★	Evidente em um grau menor
∅	Não evidente ou inexistente
N/a	Não se aplica (ou sem dados para avaliar); neste caso, é desconsiderado da avaliação

Fonte: Adaptado de Gachechiladze, Noble e Bitter (2009).

Baseando-se em Gachechiladze, Noble e Bitter (2009), para um critério ser considerado “totalmente evidente” é preciso que exista evidência clara e substanciada de que o critério atinge o padrão considerado “ideal”, seja por meio da análise das entrevistas ou do material de planejamento (descritos na próxima seção, 4.2). Desse modo, o critério leva em conta todos os indicadores apontados pela lista. Para ser considerado “evidente em maior grau”, o critério precisa atingir parcialmente o padrão ideal, não levando em conta todos os indicadores levantados. Para ser considerado “evidente em menor grau”, o critério deve apenas ser evidente de maneira implícita ou levar em conta poucos indicadores. E para ser considerado “não evidente/inexistente”, não há evidências, seja pelas entrevistas ou documentos, de que o critério esteja alcançando o padrão. Em caso de falta de materiais ou insuficiência de dados, o critério é considerado nulo (“não se aplica”).

Cada critério recebe uma nota correspondente com as avaliações de seus subcritérios – se presentes. Para chegar ao valor total do critério, já que não se trata de uma escala ordinal, utilizou-se a seguinte rotina, apresentada no quadro 4.

Quadro 4 – Método de agregação dos subcritérios.

SUBCRITÉRIOS	CRITÉRIO
Três valores iguais	Moda
Três valores diferentes (sem $\emptyset$)	Valor mediado (★★)
Três valores diferentes (com $\emptyset$)	Menor valor (★)
Dois valores iguais (sendo o terceiro $\neq \emptyset$)	Moda
Dois valores iguais (sendo o terceiro $\emptyset$)	Valor igual -1
Dois ou mais $\emptyset$	Moda ($\emptyset$)

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Diferentemente das outras listas de avaliação, a presente proposta não se direciona a um relatório específico, ou até a uma fase da avaliação de impacto específica. Seu foco de análise encontra-se na interface entre níveis político-administrativos (figura 3).

Portanto, diversos tipos de informação, oriundas de diversas fontes, devem ser usados para alimentar a tabela de critérios. Há dois tipos de critérios: a) os critérios sistêmicos, focados em analisar questões institucionais e do contexto em que os planejamentos ocorrem; e b) os procedimentais, esses se atendo à maneira como o *tiering* é tratado nos processos, ou de EIA, ou de AAE (quando presentes). Esta estruturação acerca dos tipos de critérios se baseou em trabalhos como, por exemplo, de Thissen (2000) e Jones *et al.* (2005). No caso dos critérios procedimentais, a avaliação dos casos se deu para cada nível: estratégico e operacional. Mesmo assim, o foco será no nível estratégico de “plano”, buscando averiguar em que medida ele é

bem-sucedido em obter informações dos níveis anteriores e repassá-los adiante. Por exemplo: legislação, relatórios, minutas, entrevistas, etc. A seção seguinte descreve os elementos principais utilizados por esta pesquisa.

Com a tabela de critérios, os parâmetros de análise o sistema de medição, foi possível realizar os estudos de caso.

Figura 3 – Foco de análise do *tiering*.

Fonte: adaptado de Arts, Tomlinson e Voogd (2011)

4.2 ESTUDOS DE CASO E SÍNTESE DOS SISTEMAS DE *TIERING* (FASES “C” E “D”)

Como mencionado anteriormente, diversos tipos de informação podem ser utilizados para alimentar a lista de critérios. Assim, esta pesquisa fez uso de dois tipos de informação principais, quais sejam:

- a) entrevista semiestruturada;
- b) material de planejamento.

Em relação ao primeiro elemento, segundo Queiroz (1988) *apud* Duarte (2002), a entrevista semiestruturada permite uma interação entre o informante e o pesquisador, devendo ser norteada por este último de acordo com seus objetivos. Assim, à entrevista só interessa o que a pesquisa demanda que seja investigado. Foram entrevistadas três pessoas para o caso

escocês, sendo dois especialistas da área acadêmica e um técnico do planejamento da cidade de Glasgow; e duas pessoas para o caso de Ribeirão Preto, ambos sendo técnicos da prefeitura. Todas as entrevistas realizadas em relação à cidade Glasgow foram realizadas via videoconferência, enquanto que as realizadas em Ribeirão Preto foram presenciais. Tais entrevistas procuraram reunir informações acerca do contexto geral de cada caso, apontando procedimentos, rotinas e detalhes-chave de difícil acesso. O quadro 5 descreve quem foram os entrevistados.

Quadro 5 – Entrevistados pela pesquisa.

ENTREVISTADOS			
Glasgow		Ribeirão Preto	
EG1	Especialista/acadêmico	ER1	Técnico
EG2	Técnico	ER2	Técnico
EG3	Especialista/acadêmico		

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Legenda: EG = entrevistado Glasgow/ ER = entrevistado Ribeirão Preto

O material (papéis) dos planejamentos foi analisado para identificar aspectos do procedimento formal de formação de políticas e de emissão de licenças, buscando informações que indicassem a ocorrência de comunicação ambiental entre diferentes níveis político-administrativos. Por meio dele, foi possível identificar relações, considerações instrumentais, utilização de instrumentos de gestão ambientais, entre outros. Para o caso escocês, como há o estabelecimento do processo de AAE, o foco foi nos relatórios que este processo emite. Mesmo assim, algumas considerações sobre o sistema de planejamento como um todo foram feitas. Já no caso brasileiro, procurou-se por evidências em qualquer forma de relatório, que indicasse a passagem de informações ambientais de um nível a outro. O foco, em ambos os casos, foi analisar em que medida as informações ambientais fluem até o nível de projetos. A figura 4 expressa os elementos materiais mais relevantes para cada estudo de caso e sua relação hierárquica de um com o outro.

Em à seleção dos estudos de caso, optou-se por utilizar o setor de habitação e expansão urbana (*housing*), já que é uma das atividades mais comuns a todos os países e terem impacto direto na ocupação do solo. Para o caso de Ribeirão Preto, foi escolhido um loteamento ocorrendo na região da Zona Leste, enquanto que no de Glasgow, foi escolhido um desenvolvimento habitacional na Fazenda Ellismuir e parte do antigo zoológico (figura 4).

Figura 4 – Representação dos estudos de caso e os elementos relevantes de cada um¹⁴.

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Ribeirão Preto foi escolhida, por ser uma região economicamente importante no Estado de São Paulo e experimentar expansão urbana expressiva, tem estrutura de licenciamento municipal, Secretaria de Planejamento Municipal e Secretaria de Meio Ambiente independentes e o município dispõe de base de dados com diversos mapas e informações referentes aos principais planos do município. Inclusive pela facilidade com que o grupo de pesquisa pode acessar informações, especialmente em relação às entrevistas. Também é uma cidade de diversos conflitos ambientais no município, muitos deles relatados pelos meios de comunicação populares¹⁵, sendo, portanto, uma escolha que se mostra interessante para testar a lista de critérios e avaliar o fluxo de informações/decisões ambientais (*tiering*).

Tendo em vista que o Brasil não possui processo de AAE definido por legislação, optou-se por analisar um cenário diferente, com um processo já bem estabelecido e conhecido como uma referência em AAEs, qual seja, a Escócia (MCLAUCHLAN; JOÃO, 2012). Assim foram levantadas informações sobre as cidades escocesas, buscando uma que fosse similar a Ribeirão Preto. Glasgow foi escolhida por apresentar configuração espacial e populacional similares (quadro 6).

¹⁴ A avaliação ambiental utilizada para o loteamento “Fazenda Boa Esperança” foi o RARAM (Relatório de Análise de Risco Ambiental). Porém, para fins didático-comparativos, foi rotulado como “EIA” na figura 4.

¹⁵ Um exemplo é a disputa judicial sobre a proteção de 65km² de uma zona de recarga do aquífero Guarani (<http://g1.globo.com/sp/ribeirao-preto-franca/noticia/2015/11/tj-sp-derruba-liminar-que-blindava-area-de-65-km-do-aquifero-guarani.html>)

Quadro 6 – Comparação entre Ribeirão Preto e Glasgow.

	ÁREA (km ²)	ÁREA URBANIZADA (km ²)	POPULAÇÃO (hab)
Ribeirão Preto	652,2	127,3	604,682
Glasgow	175,5	175,5	577,869

Fonte: informações sobre Ribeirão Preto (IBGE, 2011) e Glasgow (GROS, 2003).

Assim, apesar de potenciais diferenças climáticas e de perfis econômicos, foi utilizada a premissa de que as similaridades em área e população permitem a comparação dos sistemas de planejamento em relação ao *tiering*. Isso porque o *tiering* é muito mais relacionado ao contexto (ambiente institucional), do que características físicas.

Com a lista de critérios pronta e as informações levantadas, foi possível realizar uma análise do sistema de *tiering* das duas cidades, que se encontra descrita na seção 5.2 (“aplicação dos critérios: estudos de caso”).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção, em um primeiro momento, é apresentada uma sistematização das informações obtidas pela revisão sistemática na forma de uma lista de critérios que permitisse a avaliação da efetividade do *tiering* em diferentes contextos. Posteriormente, são apresentados os estudos de caso – primeiro o de Glasgow e depois o de Ribeirão Preto –, seguidos por uma síntese comparativa, que procurou apontar os aspectos mais relevantes de cada caso e compará-los, com destaque aos procedimentos a serem implementadas em Ribeirão Preto. Por último, é feita uma análise crítica acerca dos limites da metodologia aqui proposta para a avaliação do *tiering* (i.e., sobre a lista de critérios *per se* e o levantamento de dados).

5.1 PROPOSIÇÃO DE CRITÉRIOS

Ao propor critérios para avaliação do *tiering*, é preciso ter em mente que não basta avaliar a chegada de informação de determinados níveis a outros; é preciso avaliar sua efetividade, ou seja, a qualidade com que esta informação alcança seus destinatários – o *tiering* efetivo. Assim, neste contexto, afirmar, por exemplo, que a falta de avaliações para o nível “política” (FIDLER; NOBLE, 2012) ou a utilização de escalas inadequadas (OLAGUNJU; GUNN, 2016) compromete o *tiering*, não significa que a informação ambiental não esteja chegando aos níveis subsequentes, mas que essa falta impede o devido enquadramento dos problemas e restringe os assuntos, especialmente alternativas, que deveriam ser abordados em outros níveis. Na mesma linha, a falta de participação dos *stakeholders* em níveis estratégicos não impede a passagem de informação, mas também não atribui legitimidade à decisão, abrindo oportunidade para que as tensões entre diferentes níveis apareçam (ATLIN; GIBSON, 2017).

É neste sentido, de desvendar as variáveis por trás de um sistema efetivo de *tiering*, que os critérios foram propostos. Pela revisão sistemática e análise de conteúdo, foram encontradas nove variáveis principais, consideradas como relevantes ao estabelecimento de um sistema de *tiering* efetivo. São elas:

- a) a previsão formal – leis e regulamentações – de *tiering* efetivo entre os níveis;
- b) os meios de compartilhamento de informações oferecidos pela estrutura institucional;
- c) a competência e conhecimento dos planejadores envolvidos no processo;
- d) a definição do escopo do planejamento e AI, tanto o objeto como seu enquadramento;
- e) a conexão explícita entre os níveis por meio de recomendações nos relatórios;
- f) a utilização de informações relevantes ao planejamento em níveis específicos;

- g) a consideração de impactos cumulativos;
- h) o acompanhamento (*follow-up*) da implementação da estratégia;
- i) legitimidade das decisões tomadas por meio de participação.

Além dos critérios principais, outros quinze subcritérios foram estabelecidos. Esse conjunto de critérios e subcritérios foi sistematizado em uma lista de verificação (tabela 1), contendo também seus indicadores e fontes de onde as informações foram retiradas.

Tabela 1 – Critérios para avaliação da efetividade do *tiering* (continua).

ID	T	CRITÉRIOS/SUBCRITÉRIOS	INDICADORES	AUTORES
A	S	O ENCADEAMENTO DE INFORMAÇÕES E DECISÕES POSSUI AMPARO LEGAL?	<ul style="list-style-type: none"> presença de regulamentações ou procedimentos legais que prevejam a coordenação e cooperação entre níveis e setores; 	(ATLIN; GIBSON, 2017); (ANDERSON <i>et al.</i> , 2016); (BROMBAL <i>et al.</i> , 2015); (OLSEN; MCCANN; FUGATE, 2014); (OSTROVSKAYA <i>et al.</i> , 2013); (TALJAARD <i>et al.</i> , 2012); (HULL, 2008)
B		A ESTRUTURA INSTITUCIONAL PERMITE QUE O FLUXO DE INFORMAÇÕES OCORRA?		
B1	S	Há meios de compartilhamento de informações entre níveis/setores, seja de modo horizontal ou vertical?	<ul style="list-style-type: none"> reuniões, workshops ou outras formas de coordenações institucionalizadas; <i>feedbacks</i> entre níveis político-administrativos; 	(ATLIN; GIBSON, 2017); (GOUDA; MASOUMI, 2017); (OLAGUNJU; GUNN, 2016); (IVES <i>et al.</i> , 2015); (CARTER <i>et al.</i> , 2015); (GAO; KØRNØV; CHRISTENSEN, 2013); (SCOTT <i>et al.</i> , 2013); (TALJAARD <i>et al.</i> , 2012); (MARSDEN, 2011); (FRANCESCH-HUIDOBRO <i>et al.</i> , 2017); (NOBLE, B.; NWANEKEZIE, 2017)
B2	S	A estrutura de planejamento é encadeada?	<ul style="list-style-type: none"> presença de todos os níveis político-administrativos: PPPs, em âmbitos nacional, regional e local. 	(BIDSTRUP; KØRNØV; PARTIDÁRIO, 2016); (SHEATE, 2012); (BINA, 2007)
B3	S	Há lideranças capazes de capitanear o planejamento e permitir o compartilhamento de informações?	<ul style="list-style-type: none"> presença de atores (individuais ou coletivos), como órgãos reguladores, que permitam a integração de níveis/setores ou resgate da “memória cultural”. 	(OLAGUNJU; GUNN, 2016); (ANDERSON <i>et al.</i> , 2016); (VICTOR; AGAMUTHU, 2014)
C		A ESTRUTURA E CONFORMAÇÃO INSTITUCIONAL É CONHECIDA PELOS PLANEJADORES?		
C1	S	As responsabilidades são claramente distribuídas pela hierarquia de planejamento?	<ul style="list-style-type: none"> planejadores cientes dos seus papéis, dependendo do nível em que se encontram. conhecimento da estrutura hierárquica; 	(BROMBAL <i>et al.</i> , 2015) (ZHANG; CHRISTENSEN; KØRNØV, 2013); (DESMOND, 2009); (PARTIDÁRIO, 2007); (MCGIMPSEY; MORGAN, 2013)
C2	S	Há conhecimento acerca das diferenças entre os PPPs?	<ul style="list-style-type: none"> planejadores cientes das definições de PPP e seus papéis; níveis de escala e detalhamento necessários; 	(GONZÁLEZ <i>et al.</i> , 2013); (KØRNØV; WEJS, 2013); (FOLKESON; ANTONSON; HELLDIN, 2013); (POSAS, 2011); (DESMOND, 2009); (CARTER; WHITE; RICHARDS, 2009)
C3	S	Há conhecimento acerca dos diferentes valores interessados no planejamento?	<ul style="list-style-type: none"> considerações (mapeamento) sobre os diferentes atores e seus valores. 	(GOUDA; MASOUMI, 2017); (OLAGUNJU; GUNN, 2016); (GEISSELE; KÖPPEL; GUNTHER, 2013); (SHEELANERE; NOBLE; PATRICK, 2013); (FIDLER; NOBLE, 2012)
D		O OBJETO DE ANÁLISE E AVALIAÇÃO ESTÁ CORRETAMENTE ENQUADRADO?		

Tabela 1 – Critérios para avaliação da efetividade do *tiering* (continuação).

ID	T	CRITÉRIOS/SUBCRITÉRIOS	INDICADORES	AUTORES
D1	P	O escopo é bem delimitado pelo PPP-P?	<ul style="list-style-type: none"> • apontamento dos assuntos relevantes; • apontamento de dificuldades técnicas; • apontamento dos objetivos da estratégia e da avaliação; • identificação de tendências, riscos e incertezas e escalas; • considerações sobre o porquê certos aspectos são deixados aos próximos níveis. 	(KLEIN; DROBNIK; GRÊT-REGAMEY, 2016); (GONZÁLEZ <i>et al.</i> , 2013); (VAN DOREN <i>et al.</i> , 2013); (LEMO; FISCHER; SOUZA, 2012); (HELBROUN <i>et al.</i> , 2011); (PORTMAN, 2009)
D2	P	Há ligação com outras estratégias?	<ul style="list-style-type: none"> • indicação das estratégias (anteriores) que se relacionam com a estratégia em questão • alinhamento de objetivos entre todas as estratégias relevantes ao planejamento (quando não, deve estar explícito). 	(GONZÁLEZ <i>et al.</i> , 2015); (PHYLLIP-JONES; FISCHER, 2015); (BIDSTRUP; HANSEN, 2014); (GEISSLE; KÖPPEL; GUNTHER, 2013); (LEMO; FISCHER; SOUZA, 2012); (BINA <i>et al.</i> , 2011); (NOBLE, B. F., 2009)
D3	P	O processo (<i>scoping</i>) é participativo para consideração dos valores dos <i>stakeholders</i> e do público em geral?	<ul style="list-style-type: none"> • sugestões dos atores sociais envolvidos são integradas no processo de <i>scoping</i>. • consulta com órgãos consultivos; 	(GONZÁLEZ <i>et al.</i> , 2015); (LIU; YAU, 2014); (SCOTT <i>et al.</i> , 2013); (PORTMAN, 2009); (SÁNCHEZ; SILVA-SÁNCHEZ, 2008)
E	P	HÁ RECOMENDAÇÕES PARA OS NÍVEIS SUBSEQUENTES?	<ul style="list-style-type: none"> • proposição de medidas, direcionamento, aspectos a serem analisados nos próximos níveis; • repasse de responsabilidades e acordos; • conexões com EIA. • presença de uma pequena história sobre como a decisão foi tomada (alternativa escolhida). 	(GONZÁLEZ <i>et al.</i> , 2015); (ROBERTS; WHORTON, 2015); (BIDSTRUP; HANSEN, 2014); (OLSEN; MCCANN; FUGATE, 2014); (SHEELANERE; NOBLE; PATRICK, 2013); (ZHOU; SHEATE, 2011); (FISCHER, 2010); (NOBLE, B. F., 2009); (JOÃO, 2007)
F		AS INFORMAÇÕES SÃO ÚTEIS AO PLANEJAMENTO?		
F1	P	As informações estão sistematizadas e disponíveis?	<ul style="list-style-type: none"> • base de dados integrativa e inclusiva; • base de dados de informações de diferentes níveis e diferentes setores; • informações prontamente disponíveis. 	(KLEIN; DROBNIK; GRÊT-REGAMEY, 2016); (TORRESAN <i>et al.</i> , 2016); (BIDSTRUP; KØRNØV; PARTIDÁRIO, 2016); (SHEELANERE; NOBLE; PATRICK, 2013); (WU <i>et al.</i> , 2011); (EWERT <i>et al.</i> , 2009); (JOÃO, 2007); (WILLSTEED <i>et al.</i> , 2017);
F2	P	Há adaptação da informação oriunda de outras fontes (níveis) para o nível em consideração?	<ul style="list-style-type: none"> • considerações sobre a escala dos dados; • considerações sobre qualidade dos dados. 	(ANDERSON <i>et al.</i> , 2016); (GONZÁLEZ <i>et al.</i> , 2015); (PAPATHANASIOU; KENWARD, 2014) (BAGSTAD <i>et al.</i> , 2013) ; (FIDLER; NOBLE, 2012)
F3	P	As informações são simplificadas o suficiente para compartilhamento entre os planejadores?	<ul style="list-style-type: none"> • presença de resumos não-técnicos; 	(GONZÁLEZ <i>et al.</i> , 2015); (DE MONTIS, 2014); (BINA <i>et al.</i> , 2011)
G	P	HÁ CONSIDERAÇÃO DOS IMPACTOS?	<ul style="list-style-type: none"> • consideração dos impactos ambientais dos PPPs; • pensamento estratégico em relação ao ambiente; • presença de considerações acerca de impactos cumulativos e sinérgicos. 	(BIDSTRUP; HANSEN, 2014); (ERLEWEIN, 2013); (SHEELANERE; NOBLE; PATRICK, 2013); (FIDLER; NOBLE, 2012); (FIDLER; NOBLE, 2012); (SCHULTZ, 2012); (GUNN; NOBLE, 2011)
H		A IMPLEMENTAÇÃO É EFETIVA?		
H1	P	Existe definição de programa de acompanhamento de implementação da estratégia (<i>follow-up</i>)?	<ul style="list-style-type: none"> • definição de programa de acompanhamento de implementação (<i>follow-up</i>); • provisão para atualização das bases de dados. 	(MCGIMPSEY; MORGAN, 2013); (SHEELANERE; NOBLE; PATRICK, 2013); (VAN DOREN <i>et al.</i> , 2013); (SCHULTZ, 2012); (GACHECHILADZE-BOZHESKU; FISCHER, 2012); (LUNDBERG <i>et al.</i> , 2010)

Tabela 1 – Critérios para avaliação da efetividade do *tiering* (conclusão).

ID	T	CRITÉRIOS/SUBCRITÉRIOS	INDICADORES	AUTORES
H2	P	A estratégia busca se manter atualizada?	<ul style="list-style-type: none"> definição de períodos de atualização da estratégia (quando couber); frequência dos relatórios de monitoramento/avaliação; presença de arranjos de gestão adaptativa e comunicação. 	(PAPATHANASIOU; KENWARD, 2014); (MORRISON-SAUNDERS <i>et al.</i> , 2014); (GACHECHILADZE-BOZHESKU; FISCHER, 2012)
H3	P	É realizada uma checagem de validade dos dados?	<ul style="list-style-type: none"> considerações sobre mudanças ambientais, socioeconômicas e institucionais; checagem do impacto do PPP-P 	(PAPATHANASIOU; KENWARD, 2014); (GACHECHILADZE-BOZHESKU; FISCHER, 2012)
I	P	AS DECISÕES TOMADAS SÃO AMBIENTALMENTE LEGÍTIMAS?	<ul style="list-style-type: none"> transparência e responsabilidade; integração das considerações ambientais na estratégia; ampla participação social. 	(ATLIN; GIBSON, 2017); (OLAGUNJU; GUNN, 2016); (IRVINE <i>et al.</i> , 2016); (ROBERTS; WHORTON, 2015); (LIU; YAU, 2014); (SÁNCHEZ; SILVA-SÁNCHEZ, 2008); (BINA, 2007)

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Legenda: ID = identificador; T = tipo de critério: S = sistêmico; P = processual.

Os critérios e subcritérios foram escritos em forma de questões para facilitar a definição dos padrões de comparação. Desse modo, a própria pergunta já denota o padrão considerado ideal para cada critério. Portanto, a avaliação se dá por meio da verificação de qual o nível de conformidade de cada critério com o ideal: totalmente evidente, evidente em maior grau, evidente em menor grau, e não evidente (quadro 3 da seção 4.1).

Como referido na seção 4.1 (“revisão sistemática e criação de critérios”), a tabela é composta por critérios sistêmicos (contexto institucional) e procedimentais (avaliações ambientais). Devido à presença de dois níveis em que é possível realizar avaliações, os critérios procedimentais devem ser avaliados tanto para âmbito estratégico (AAE) como para operacional (EIA). A seguir, uma breve apresentação dos critérios e o porquê de serem incluídos na lista.

5.1.1 “O encadeamento de informações e decisões possui amparo legal?” (A)

Existir uma estrutura de passagem de informação definida legalmente parece ser uma condição para que o *tiering* efetivo ocorra (ATLIN; GIBSON, 2017; GONZÁLEZ *et al.*, 2013; OLSEN; MCCANN; FUGATE, 2014). Por exemplo, um dos problemas levantados pela literatura é o fato de que a passagem de informação, muitas vezes, acontecia fora do escopo de trabalho das equipes de planejamento (BIDSTRUP; HANSEN, 2014; BIDSTRUP; KØRNØV; PARTIDÁRIO, 2016). Em outras palavras, se os requerimentos legais são inexistentes, então a contribuição, em tese, deve ser voluntária por parte dos integrantes. Isso torna a passagem de informação ineficiente, já que realizar um trabalho que extrapola suas funções pode ser fonte de problemas ao planejador, abrindo possibilidades para consequências judiciais ou até

conflitos com suas obrigações. Portanto, a existência de uma estrutura formal de cooperação facilita as trocas de informações entre agências e entre níveis político-administrativos.

5.1.2 “A estrutura institucional permite que o fluxo de informações ocorra?” (B)

Além de existir regramento formal que permita a cooperação entre diferentes atores, é preciso que a coordenação concreta e institucionalizada esteja acontecendo, seja ela formal ou informal (BROMBAL *et al.*, 2015; GONZÁLEZ *et al.*, 2013; OSTROVSKAYA *et al.*, 2013). Afinal de contas, a presença de uma regulamentação, por si só, não garante sua implementação; há outras barreiras que impedem o *tiering* efetivo (SCOTT *et al.*, 2013). Portanto, é preciso investigar em que medidas as instituições estão devidamente atuando.

5.1.3 “A estrutura e conformação institucional é conhecida pelos planejadores?” (C)

Alinhada com o critério anterior, outra condição levantada pela literatura para a implementação de um sistema de *tiering* está relacionada com o papel dos planejadores: é preciso que haja conhecimento acerca da estrutura institucional em que o planejamento está ocorrendo (KØRNØV; WEJS, 2013; OLAGUNJU; GUNN, 2016). Isso porque, sabendo o funcionamento da estrutura, o planejador pode definir se a estratégia proposta é a mais indicada, se está efetivamente posicionada na hierarquia e identificar as responsabilidades dos níveis envolvidos (DESMOND, 2009). Além disso, sabendo a conformação da estrutura (i.e., quais são os atores envolvidos), os planejadores podem, efetivamente, aplicar seus recursos e informações para alcançar consenso na tomada de decisão (LIU; YAU, 2014).

5.1.4 “O objeto de análise e avaliação está corretamente enquadrado?” (D)

Este critério, apesar de poder ser aninhado de algum modo com o critério anterior, está relacionado com a definição do escopo do objeto de análise e avaliação. Assim, além de utilizar informações de níveis anteriores (GONZÁLEZ *et al.*, 2013), é preciso saber a escala, seja espacial ou temporal, em que se deve trabalhar, os níveis de detalhamento das informações, assim como quais assuntos devem ser deixados para outros níveis, para que a estratégia proposta seja capaz de influenciar as posteriores (VAN DOREN *et al.*, 2013). Afinal de contas, informações utilizadas em níveis político-administrativos incompatíveis com sua força de informação podem se mostrarem limitados, ou até inúteis, para os níveis subsequentes (FISCHER, 2010).

5.1.5 “Há recomendações para os níveis subsequentes?” (E)

É preciso que fique claro para outros níveis a maneira como a decisão foi tomada, como se uma pequena história fosse contada (GONZÁLEZ *et al.*, 2015). Isso ajudaria a transferir os valores imbuídos na tomada de decisão, além de aumentar a chance de que os próximos níveis os utilizem em seu planejamento (IVES *et al.*, 2015). Assim, oferecer recomendações, diretrizes, impactos a serem analisados em uma escala mais fina, possíveis estratégias de mitigação (HANUSCH; GLASSON, 2008; JOÃO, 2007; NOBLE, B. F., 2009), pode ajudar os níveis subsequentes, estabelecendo uma relação de *tiering*, inclusive com o EIA (SÁNCHEZ; SILVA-SÁNCHEZ, 2008).

5.1.6 “As informações são úteis ao planejamento?” (F)

De nada adianta investir recursos, inclusive financeiros, a fim de levantar informações, se estas não forem úteis ao planejamento. Portanto, a preocupação em extrapolar e adaptar informações de um nível a outro, ou até em compilar dados oriundos de vários níveis políticos-administrativos, é imprescindível para o sucesso do sistema de *tiering* (ANDERSON *et al.*, 2016). Mais do que isso, informações claras e corretas (BINA *et al.*, 2011) precisam estar disponíveis, também, no momento adequado, para que seja levada em conta no momento de tomar a decisão (GONZÁLEZ *et al.*, 2011), além de possuírem qualidade e confiabilidade suficientes para serem utilizadas no planejamento (PAPATHANASIOU; KENWARD, 2014). Para tanto, é preciso checar se tais informações ainda continuam verdadeiras e atualizá-las, quando necessário (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011). Exemplos de indicadores seriam: a presença de uma base de dados, capaz de compilar dados de diversas fontes e níveis políticos-administrativos, e a capacidade dessa base em providenciar as informações em tempo hábil.

5.1.7 “Há consideração os impactos?” (G)

Antes de mais nada, o conceito *tiering* busca evitar a duplicação de trabalho, aumentando a eficiência, e contribuir para a eficiência do processo. Como discutido na seção 3.4.5, ficou evidente, pela literatura levantada, que existe relação entre o conceito de *tiering* e o de impactos cumulativos (ATLIN; GIBSON, 2017; BIDSTRUP; HANSEN, 2014; WILLSTEED *et al.*, 2017). De fato, parece lógico que, em última instância, o encadeamento de diversos PPPs contribuirá para a previsão de impactos cumulativos (MARSDEN, 2011). Porém, não está claro se a realização de uma avaliação de impactos cumulativos também pode

contribuir para a implementação de um sistema de *tiering* efetivo (GUNN; NOBLE, 2011). Apesar disso, independentemente dessa questão, a presença de considerações acerca dos impactos cumulativos, em relatórios das estratégias, parece ser um indicador de qualidade do *tiering*.

5.1.8 “A implementação é efetiva?” (H)

Este critério está relacionado à capacidade das estratégias em acompanharem suas consequências ambientais, assim como sua eficácia em atingir os objetivos propostos. Em outras palavras, este critério se preocupa com a noção de *follow-up*. Isto porque o *follow-up*, de acordo com a literatura, parece ser um dos caminhos pelos quais as informações chegam de um nível a outro (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011; CHERP; PARTIDÁRIO; ARTS, 2011). Acompanhar a evolução da implementação dos objetivos, assim como suas consequências ambientais, são maneiras de realizar uma avaliação continuada (*ex-post*) da eficácia da estratégia (GACHECHILADZE-BOZHESKU; FISCHER, 2012).

5.1.9 “As decisões tomadas são ambientalmente legítimas?” (I)

Decisões que são transparentes e participativas, geralmente, levam à maior aceitação pública, além de permitir que as diversas partes envolvidas consultem os documentos do processo (BINA, 2007; SHEELANERE; NOBLE; PATRICK, 2013). Nada, porém, acontece sem a chancela do poder público, que pode simplesmente fechar-se para a possibilidade de realizar um planejamento mais inclusivo e transparente. Este critério, portanto, se preocupa em verificar o nível de comprometimento da estrutura institucional com a busca pelo desenvolvimento sustentável. Como tudo, o *tiering* também é submisso à vontade governamental: se as decisões são tomadas em portas fechadas, então o encadeamento de informações é meramente um aspecto legal, se preocupando apenas em não quebrar leis previamente impostas.

5.2 APLICAÇÃO DOS CRITÉRIOS: ESTUDOS DE CASO

Com o objetivo de se analisar a aplicação da lista de critérios, esta seção descreve a aplicação da lista em dois contextos distintos: o brasileiro – Ribeirão Preto, e o escocês – Glasgow.

Como discutido na seção materiais e métodos (figura 3), a lista de critérios pode ser utilizada na interface entre níveis de planejamento, enfocando no nível estratégico para averiguar seu sucesso em repassar informações de níveis anteriores adiante. Nestes casos apresentados, o *tiering* foi avaliado em relação à passagem de informação (ambiental) do nível de “planos” para o de projeto, para o setor de *housing* – no Brasil este setor está relacionado com a “expansão urbana”.

5.2.1 ESCÓCIA

O sistema de planejamento escocês é baseado em duas leis principais: o *Town and Country Planning (Scotland) Act 1997* e o *Planning etc. (Scotland) Act 2006* (FOES, 2008). Além destas, há uma série de regulamentações secundárias, que tem por objetivo assistir a implementação das leis¹⁶ principais.

É nas leis principais que se encontra previsto o cerne do sistema de planejamento escocês, composto por três partes principais (ESCÓCIA, 2009a): a) os planos de desenvolvimento; b) a implementação¹⁷; e c) a imposição da lei¹⁸.

Em relação ao primeiro aspecto, existem dois tipos de planos de desenvolvimento: os planos de desenvolvimento estratégico (SDP) e os planos de desenvolvimento local (LDP)¹⁹. O primeiro tipo restringe-se a regiões das quatro cidades principais da Escócia – Aberdeen, Dundee, Edimburgo e Glasgow –, atualizado a cada cinco anos, enfocando assuntos como expansão urbana (*housing*), grandes empreendimentos, desenvolvimento comercial, provisão de infraestrutura e cinturões verdes (ESCÓCIA, 2013c). É realizado por uma coalizão das

¹⁶ Aqui foi utilizado o termo “lei” ao invés de “política”, devido ao uso deste último feito pelo Governo Escocês. Diferente do modo que, geralmente, se usa no campo das avaliações de impacto – como um nível do planejamento (PPPs) – a Escócia entende política como as várias diretrizes definidas dentro de uma estratégia.

¹⁷ Em inglês, *development management*.

¹⁸ Em inglês, *enforcement*.

¹⁹ Em inglês, respectivamente, *strategic development plan* (SDP) e *local development plan* (LDP).

cidades presentes em cada uma das quatro regiões supracitadas, sendo chamadas de Autoridade do Planejamento do Desenvolvimento Estratégico²⁰ (SDPA) (ESCÓCIA, 2013c).

Já os LDPs são desenvolvidos pelas autoridades locais (i.e., conselhos das cidades²¹) e fornecem diretrizes para emissão de licenças, sendo também atualizados a cada cinco anos (ESCÓCIA, 2013c). Nas regiões em que há SDPs, os LDPs devem ser construídos em concordância com as políticas definidas por ele (ESCÓCIA, 2006)b. É, também, importante salientar que ambos os tipos de planos de desenvolvimento, LDPs e SDPs, estão sujeitos a passarem por um processo de AAE, como determinado pela *Environmental Assessment (Scotland) Act 2005*.

É no segundo aspecto do sistema escocês – implementação – que as licenças são analisadas e avaliadas em relação ao que o planejamento define, podendo ser aceitas ou negadas (IS, 2017). Neste sentido, há três tipos principais de empreendimentos, de modo que o processo de emissão de licenças referente a cada um varia conforme sua classe: os empreendimentos nacionais, os grandes empreendimentos e empreendimentos locais (ESCÓCIA, 2009c). Os empreendimentos nacionais são caracterizados por estarem definidos pelo quadro nacional de desenvolvimento²² (NPF), sendo considerados estratégicos para o desenvolvimento da Escócia. Já a diferença entre os grandes empreendimentos e os empreendimentos locais encontra-se no impacto potencial que os primeiros podem causar. Neste sentido, a lei responsável pela hierarquia do planejamento aponta limites que, ultrapassados, caracterizam um grande desenvolvimento (ESCÓCIA, 2009c). Por exemplo: construção de casas que ultrapasse cinquenta unidades ou ocupe uma área maior que dois hectares são considerados grandes desenvolvimentos. Esta mesma lei aponta que, por exclusão, desenvolvimentos que não se enquadrem na categoria nacional ou grande desenvolvimento são considerados desenvolvimentos locais. A figura 5 resume as classes de desenvolvimento definidas pela legislação escocesa.

²⁰ Em inglês, *Strategic Development Planning Authority* (SDPA)

²¹ Em inglês, *City Council*.

²² Em inglês, *National Policy Framework* (NPF).

Figura 5 – Hierarquia do planejado definida pela legislação escocesa.

Fonte: Adaptado da Circular 5 sobre a Hierarquia do planejamento (ESCÓCIA, 2009c).

Independentemente do tipo de projeto, a autoridade local é, em princípio, a responsável pela decisão sobre a emissão de licença. No entanto, os procedimentos – esses sim – variam conforme sua classificação na hierarquia acima (figura 4) Desenvolvimentos nacionais e grandes desenvolvimentos possuem trâmites iguais, com a especificidade de que, no caso dos desenvolvimentos nacionais, caso julgue necessário, os ministros escoceses podem tomar o papel de decisão para si (FOES, 2008). Além deste detalhe, por estarem definidos na NPF, os empreendimentos nacionais adquirem um caráter estratégico, de modo que objeções a esses projetos devam ser em relação a detalhes e não quanto sua viabilidade (CULLINGWORTH *et al.*, 2015, p. 176). Todos os empreendimentos nacionais e grandes empreendimentos requerem a realização de um processo de EIA, dados seu potencial impacto (ESCÓCIA, 2009c, 2013a). Desse modo, quem toma a decisão final, dentro a autoridade local, é o comitê local de planejamento²³ (FOES, 2008). Já os projetos de desenvolvimento local passam por um esquema

²³ Conselho, aqui, refere-se ao órgão local composto por dirigentes eleitos pela população, responsáveis por decidir sobre as diversas propostas de planejamento.

de delegação, no qual, dependendo da rotina definida pelo conselho municipal, um técnico é designado para avaliar e fazer uma recomendação a outro técnico – o técnico delegado –, responsável pela decisão final em nome do comitê de planejamento (ESCÓCIA, 2013b). A figura 6 resume o processo de implementação para empreendimentos nacionais e grandes empreendimentos, nos quais um EIA é necessário.

Figura 6 – Representação esquemática do processo de decisão sobre desenvolvimentos Nacionais e Grandes.

Fonte: Adaptado de FOES (2008).

Já o último aspecto do sistema de planejamento escocês, a imposição da lei, diz respeito ao acompanhamento do empreendimento sendo realizado e a exigência de que seja cumprido o que foi definido pela licença (ESCÓCIA, 2009a). Dependendo de fiscalizações oficiais ou denúncia dos moradores, a autoridade local pode pedir mais informações, com a pena de os proponentes terem seus projetos parados, e até serem processados (ESCÓCIA, 2009b).

5.2.1.1 CASO LOCAL ESCOCÊS – GLASGOW

O caso em questão, como já mencionado, é o da cidade de Glasgow, com foco no setor de *housing*. Há dois tipos de planos de uso do solo vigentes: o LDP (*Glasgow City Plan 2*) e o

SDP (*Glasgow and Clyde Valley Strategic Development Plan*). Cada um desses planos desencadeou um processo de AAE. Assim, a avaliação do *tiering* foi feita em relação à qualidade com que informações ambientais foram passadas do nível de planos até projeto. O projeto em questão é a construção de casas com mais de cinquenta unidades, o que o caracteriza como um grande empreendimento, necessitando de processo de EIA (figura 7).

Figura 7 – Localização do empreendimento em Glasgow.

Fonte: Glasgow City Council (A) e Google Earth (B).

Dado este panorama, o texto a seguir busca avaliar o *tiering* de acordo com a lista de critérios proposta na seção 5.1 (“proposição de critérios”).

5.2.1.1.1 Critério A

Quadro 7 –Avaliação do Critério A para o caso escocês.

CRITÉRIO SISTÊMICO		AVALIAÇÃO
A	O ENCADEAMENTO DE INFORMAÇÕES E DECISÕES POSSUI AMPARO LEGAL?	★ ★ ★
ASPECTOS RELEVANTES: A: <i>Planning etc. (Scotland) Act 2006</i> prevê que deve existir <i>tiering</i> (vertical) entre os níveis; em relação a informações ambientais, também há recomendação formal de ligação entre AAEs e entre AAEs-EIA; horizontalmente, até certo ponto, agências consultivas podem compartilhar informações intersetorialmente.		

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

De acordo com o *Planning etc. (Scotland) Act 2006*, em seu artigo 16 (6), a autoridade realizando o LDP deve levar em consideração o plano estratégico (ESCÓCIA, 2006). Em se tratando de AAEs, também há recomendação formal, afirmando que as inter-relacionar AAEs de outros níveis contribui para oferecer uma visão geral e aumentar a eficiência do processo (ESCÓCIA, 2010). Em relação ao nível operacional, os empreendimentos não devem ir de encontro com o que está definido tanto no SDP quanto no LDP. Especificamente falando das

informações ambientais, também há a recomendação de que os empreendedores devem utilizar informações oriundas de outros instrumentos, incluindo a AAE (ESCÓCIA, 2010, 2017).

Em se tratando de *tiering* horizontal – aquele entre setores –, no limite, poderíamos entender que, pelo menos até certo ponto, as agências consultivas da AAE/EIA – como *Scottish Water*, *Scottish Environment Protection Agency* (SEPA), *Scottish Natural Heritage* (SNH), *Transport Scotland* e *Historic Environment Scotland* – são legalmente obrigadas à darem opiniões em diversas fases da criação do PPP-P e podem caracterizar uma conexão entre setores (ESCÓCIA, 2005).

Por essa razão, o critério A foi avaliado como totalmente evidente na prática (quadro 7).

5.2.1.1.2 Critério B

Quadro 8 – Avaliação do Critério B para o caso escocês

CRITÉRIO SISTÊMICO		AValiação
B	A ESTRUTURA INSTITUCIONAL PERMITE QUE O FLUXO DE INFORMAÇÕES OCORRA?	★ ★ ★
B1	Há meios de compartilhamento de informações entre níveis/setores, seja de modo horizontal ou vertical?	★ ★ ★
B2	A estrutura de planejamento é encadeada?	★ ★ ★
B3	Há lideranças capazes de capitanear o planejamento e permitir o compartilhamento de informações?	★ ★ ★
ASPECTOS RELEVANTES: B1: SDPA e DRS como <i>hubs</i> para compartilhamento entre as autoridades locais; <i>feedbacks</i> entre SDP e LDP, e destes últimos com os projetos; DRS e <i>SEA Gateway</i> como <i>checkpoints</i> ; B2: estrutura contendo todos os níveis de planejamento; B3: DRS, <i>SEA Gateway</i> e SDPA como lideranças capazes de influenciar a troca de informações		

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Em relação ao presente caso, como mencionado anteriormente, a presença de uma SDPA (*Glasgow and Clyde Valley Strategic Development Planning Authority*), formado por um conjunto de autoridades locais da região metropolitana de Glasgow, permite a comunicação vertical do nível regional/provincial para o nível local (ESCÓCIA, 2008). Desta última consideração, resulta que os *feedbacks* entre níveis político-administrativos também são evidentes, pelo menos do ponto de vista institucional, as cidades contribuem para os SDPs (*bottom-up*) e utilizam este mesmo SDP como guia para seus LDPs (*top-bottom*). A presença do *SEA Gateway* também permite que a informação flua entre quem se interessar pelo plano. Em relação ao EIA, as informações dos planos parecem chegar ao nível de projeto via *Development and Regeneration Services* (DRS), que é o órgão em Glasgow responsável pelo planejamento do LDP e pela emissão de licenças. Assim, o DRS parece agir como *checkpoint*

que checa a proposta sendo avaliada contra outras propostas relacionadas (SDP e LDP). Portanto, B1 foi avaliado como totalmente evidente na prática.

Em relação a B2, no caso em questão, há os níveis de plano e programa, tanto em escala regional (SDP e programas de ação do SDP) como em escala local (LDP e programas de ação do LDP). Nível “política” *per se* existe em âmbito nacional, com o NPF e com o *Scottish Planning Policy* (SPP) – este último sendo formado apenas por recomendações dos ministros escoceses, não sendo estatutário (ESCÓCIA, 2014). Porém, como aponta João (2005, p. 4), na Escócia, o nível política é frequentemente referido como “estratégia”, de modo que Glasgow possui diversas definidas (e.g., *Local Housing Strategy*, *Open Space Strategy*, *Climate Change Strategy*). Tais estratégias, de algum modo, se relacionam com o SDP e com o LDP, que são os principais norteadores do uso do solo. Portanto, é visível que, pelo menos em escala local, haja uma estrutura contendo todos os elos, teoricamente definidos pela literatura científica. O subcritério foi avaliado como sendo totalmente evidente na prática.

O subcritério B3 busca identificar qual organização – se alguma – dentro da estrutura institucional é responsável por capitanear o processo de compartilhamento de dados. Horizontalmente, a própria SDPA é uma entidade cujo seu fim é compartilhar informações entre autoridades locais – e seus respectivos LDPs – para realizar o processo de planejamento conjunto. Vertical e horizontalmente, em âmbito estratégico, o *SEA Gateway* promove a integração de todas as estratégias desencadeadoras de AAE. Apesar de poder ser retratado como uma base de dados, é por esta agência que as estratégias buscam conselhos com as agências consultivas sobre seus relatórios. Verticalmente, entre o nível estratégico e operacional, o DRS parece ser a conexão forte no planejamento de Glasgow, pois: a) utiliza as diretrizes do SDP para criação do LDP; e b) guia o processo de licenciamento dos empreendimentos, com base no que foi definido no LDP e SDP. Assim, a SDPA e o DRS agem como *hub* de conexão entre diversos níveis. Portanto, o critério foi avaliado como totalmente evidente na prática.

Utilizando todas os valores de B1, B2 e B3, o critério B recebeu a avaliação com três estrelas, baseando-se na moda das avaliações (quadro 8).

5.2.1.1.3 Critério C

Em relação ao critério C1, todas as leis escocesas, sejam elas referentes ao EIA, AAE ou o processo de planejamento como um todo, explicitam claramente quais as responsabilidades de cada órgão (ESCÓCIA, 2005, 2008, 2013c, 2017). Além destes, a legislação do

planejamento como um todo – *Town and Country Planning (Scotland) Act 1997* e o *Planning etc. (Scotland) Act 2006*) – também determina as responsabilidades e funções de cada nível do planejamento. Pela descrição detalhada do processo de planejamento oferecida por EG2, entende-se que existe conhecimento acerca do processo, por parte dos planejadores – pelo menos no caso em questão. Quando perguntado sobre o conhecimento acerca das responsabilidades, EG2, também, afirmou “sim (os planejadores sabem se duas responsabilidades), porque, caso o contrário, estaríamos infringindo a lei”. De fato, por serem legalmente obrigados a realizarem certos procedimentos, parece razoável que os planejadores saibam suas funções dentro da estrutura do planejamento. Dadas as evidências, o subcritério, portanto, foi avaliado como totalmente evidente.

Quadro 9 – Avaliação do Critério C para o caso escocês.

CRITÉRIO SISTÊMICO		AValiação
C	A ESTRUTURA E CONFORMAÇÃO INSTITUCIONAL É CONHECIDA PELOS PLANEJADORES?	★ ★
C1	As reponsabilidades são claramente distribuídas pela hierarquia de planejamento?	★ ★ ★
C2	Há conhecimento acerca das diferenças entre os PPPs?	∅
C3	Há conhecimento acerca dos diferentes valores interessados no planejamento?	★ ★ ★
ASPECTOS RELEVANTES: C1: regulamentações de EIA, AAE e do planejamento escocês determinam claramente as responsabilidades; EG2 indica organizações cientes de seus papéis; C2: não há diferenciação entre os PPPs e suas funções previstas na lei; C3: há consulta prévia com os <i>stakeholders</i> antes de o planejamento começar, tanto em nível estratégico como em operacional.		

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Não há na legislação nenhuma diferenciação semântica entre PPPs e seu papel na estrutura de planejamento. Ao analisar o SDP e LDP, parece existir uma mistura entre os níveis de PPP, se fôssemos utilizar o que a literatura diz sobre as diferenças entre eles. Apesar de serem denominados “planos”, LDP e SDP parecem ter diversas “políticas” imbuídas em seu texto, além de uma “visão” geral para a região/local. De fato, essa configuração no setor de planejamento escocês já havia sido apontado anteriormente no subcritério B2 (JOÃO, 2005). Assim, o subcritério C2 foi avaliado como não evidente.

O subcritério C3 se preocupa em avaliar o quanto os órgãos governamentais sabem com quem estão lidando na hora do planejamento, a fim de mapear os diferentes valores e leva-los em consideração no planejamento. Segundo a lei sobre, cada autoridade responsável precisa comunicar um esquema programático para a revisão do plano, incluindo a previsão de reuniões com atores-chave (ESCÓCIA, 2013c). Posteriormente, há a criação de um documento relatando as considerações dos *stakeholders* (estatutários e não-estatutários), que servirá de norte tanto o

plano como a AAE (ESCÓCIA, 2010). Este processo ficou evidente pela consulta ao processo de AAE tanto do LDP quanto do SDP no *SEA Gateway*, em sua fase de desenvolvimento do relatório ambiental. Em relação ao EIA, por se tratar de um grande empreendimento, o proponente é obrigado a realizar uma consulta pública com a comunidade local, antes mesmo de o processo de licenciamento começar, e produzir um relatório. Pelas evidências apresentadas, existe o conhecimento sobre os valores e percepções do público e dos *stakeholders*; se ele é considerado ou não, é outra discussão. Portanto a avaliação foi de que o processo é totalmente evidente na prática.

Baseado no esquema de agregação dos subcritérios proposto no quadro 4, o critério como um todo foi considerado como evidente em maior grau (quadro 9).

5.2.1.1.4 Critério D

Quadro 10 – Avaliação do Critério D para o caso escocês.

CRITÉRIO PROCESSUAL		ESTRATÉGICO	OPERACIONAL
D	O OBJETO DE ANÁLISE E AVALIAÇÃO ESTÁ CORRETAMENTE ENQUADRADO?	★	★ ★ ★
D1	O escopo é bem delimitado pelo PPP-P?	★	★ ★ ★
D2	Há ligação com outras estratégias?	★ ★ ★	★ ★ ★
D3	O processo (<i>scoping</i>) é participativo para consideração dos valores dos <i>stakeholders</i> e do público em geral?	★	★
ASPECTOS RELEVANTES: D1: AAE com cópia dos objetivos da lei e sem consideração dos assuntos a serem avaliados em outros níveis; EIA com escopo bem apresentado; D2: relatório de escopo da AAE lista todas as estratégias e relação com o PPP; EIA faz menção ao LDP e ao plano diretor, apontando estudos prévios. D3: participação popular inexistente, tanto na AAE como no EIA, mas ambos submeteram seus relatórios às agências consultivas.			

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Por se tratar de um critério processual, este critério se foca nos relatórios ambientais (AAE e EIA) realizados no estudo de caso, em específico, no relatório de escopo. Portanto, foram feitas duas análises: uma para o nível estratégico e outro para o nível operacional.

Em relação à D1, no caso do LDP, o relatório de escopo apresentou os assuntos mais relevantes, os objetivos da estratégia em questão sendo avaliada e dificuldades técnicas e incertezas – especialmente em relação à falta de informação ambiental. No entanto, não houve considerações sobre assuntos a serem estudados melhor em outros níveis. Além disso, os objetivos da AAE apontados eram a cópia exata do que é proposto pela lei, sem nenhuma adaptação ao contexto. Por isso o subcritério foi avaliado como evidente em menor grau. Em relação ao EIA, este apontou assuntos relevantes em vários setores que deveriam ser investigados de modo satisfatório. Por estar no nível de projetos, não houve necessidade de

apontar assuntos para outros níveis, nem escala. Portanto, foi avaliado como totalmente evidente.

Sobre D2, em relação ao LDP, no anexo do seu relatório de escopo, foi apresentada uma relação de todas as estratégias que tivessem relação com o PPP. Também apresentou os objetivos ambientais de cada estratégia e a ação necessária para o PPP. Desse modo, o subcritério para a AAE foi avaliado como totalmente evidente na prática. Já em relação ao EIA, este fez referência ao LDP e ao plano diretor²⁴ da região em que o empreendimento se realizou. Também fez referência a outras avaliações realizadas na fase do plano diretor e apontou assuntos que precisaram ser avaliados, a partir destes estudos prévios. Portanto, o subcritério foi avaliado como totalmente evidente.

Sobre D3, em relação ao LDP, o relatório de escopo não apresentou considerações da população em geral, nem dos *stakeholders* locais. No entanto, de acordo com a lei, a autoridade responsável é legalmente obrigados a apresentarem seus relatórios de escopo para apreciação dos órgãos consultivos (ESCÓCIA, 2005). Assim, as agências consultivas foram consultadas. Por isso, o subcritério foi avaliado como evidente em menor grau. Em relação ao EIA, apesar de ter realizado uma consulta pública antes do processo começar, não houve qualquer menção de consulta sobre a definição do escopo. Houve apenas a menção de que estes deveriam ser consultados no EIA. No entanto, apesar de não ser obrigado a submeter um relatório de escopo, o empreendedor optou por fazê-lo e, portanto, obteve conselho das agências consultivas. Portanto, foi avaliado como evidente em menor grau.

Assim, o critério D foi avaliado como evidente em menor grau para o nível estratégico, e totalmente evidente para o nível operacional (quadro 10).

5.2.1.1.5 Critério E

Quadro 11 – Avaliação do Critério E para o caso escocês.

CRITÉRIO PROCESSUAL				ESTRATÉGICO	OPERACIONAL
E	HÁ	RECOMENDAÇÕES	PARA OS NÍVEIS	★ ★	Ø
SUBSEQUENTES?					
ASPECTOS RELEVANTES:					
E: recomendações para as próximas ações do LDP, incluindo planos diretores; alternativas às propostas pouco eficientes (não-execução da proposta); EIA não apresentou considerações sobre as escolhas tomadas.					

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

²⁴ Em inglês, *masterplan*.

Analisando o relatório ambiental da AAE, este apresenta avaliações de algumas propostas de empreendimentos, incluindo áreas que necessitam de planos diretores. Para essas áreas em específico, foram apresentados medidas e cuidados que precisarão ser tomados. Como os planos diretores serão realizados pelo mesmo órgão (autoridade local de Glasgow), as ações de mitigação e responsabilidade foram apontadas. Apesar de deixarem claro em cada proposta outras alternativas, estas eram apenas a hipótese de não realização. Além disso, não houve menção sobre possíveis EIAs futuros, buscando elucidar questões ainda em aberto. Portanto, o critério foi analisado como evidente em maior grau. Já no caso do EIA, apesar de não existir outro nível inferior ao de projetos, suas considerações sobre alternativas (loacionais, tecnológicas, tamanho e escala do projeto) (ESCÓCIA, 2017) podem servir para futuros planejamentos e renovações para o LDP. Neste sentido, não houve qualquer apontamento no EIA que pudesse informar autoridades, em níveis estratégicos, sobre as escolhas e consequências ambientais. Portanto, o critério foi avaliado como não evidente (quadro 11).

5.2.1.1.6 Critério F

Quadro 12 – Avaliação do Critério F para o caso escocês.

CRITÉRIO PROCESSUAL		ESTRATÉGICO	OPERACIONAL
F	AS INFORMAÇÕES SÃO ÚTEIS AO PLANEJAMENTO?	★ ★ ★	★ ★ ★
F1	As informações estão sistematizadas e disponíveis?	★ ★ ★	★ ★ ★
F2	Há adaptação da informação oriunda de outras fontes (níveis) para o nível em consideração?	N/a	N/a
F3	As informações são simplificadas o suficiente para compartilhamento entre os planejadores?	★ ★ ★	★ ★ ★
ASPECTOS RELEVANTES: F1: diversas fontes de informação presentes (<i>SEA Gateway</i> e base de dados de Glasgow), com a preocupação em unificá-las; F2: não foi possível avaliar este critério por não poder acompanhar <i>in loco</i> os processos de planejamento; F3: AAE e EIA possuíam resumo não-técnico.			

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Em relação ao subcritério F1, em relação à AAE, todas as informações ambientais estão presentes no portal online (*SEA Gateway*), de modo que qualquer interessado pode acessá-las. No caso específico estudado, o LDP possui todas as informações presentes. Caso seja necessário, há informações sobre estratégias de diversos níveis político-administrativos e diversos setores. Porém, não ficou claro se as informações espaciais estão disponíveis para as autoridades as utilizarem em seus planejamentos. Em relação ao EIA, todos os empreendimentos passando por licenciamento encontram-se públicos no website da autoridade

local de Glasgow²⁵. Além disso, em entrevista, EG2 afirmou que estão buscando aprimorar a integração dos dados: ao invés de usá-los uma vez para uma função, querem utilizá-lo em outras oportunidades. Afirmou ainda que todos os empreendimentos estão especializados em ambiente SIG, de modo estarem disponíveis. Como a autoridade local de Glasgow é a mesma que produz o LDP e emite licenças para os empreendimentos, a base de dados também é a mesma, sendo ambos, estratégico e operacional, avaliados como totalmente evidentes.

O subcritério F2 possui justificativa no fato de que a informação não só precisa chegar, como ela deve ser capaz de ser integrada no nível em questão. Considerações sobre sua escala, e qualidade são importantes neste sentido, já que utilizar dados incompatíveis com a escala do planejamento em questão pode levar à desconsideração de alternativas importantes. No entanto, não foi possível avaliar em que medida, durante os processos de planejamento, as informações foram sendo integradas ao processo e adaptadas, já que não foi possível acompanhar *in loco* os planejamentos analisados. Portanto, o subcritério foi considerado nulo, tanto para AAE como para EIA.

Em relação ao subcritério F3, há a preocupação em fazer com que a informação chegue ao nível subsequente de maneira a ser compreensível, tanto para planejadores como para os *stakeholders*. Neste caso, tanto a AAEs como o EIA, possuíam resumo não-técnico, o que pode vir a facilitar o entendimento das partes. O subcritério foi avaliado, portanto, como totalmente evidente.

Assim, desconsiderando F2, o critério foi avaliado como totalmente evidente na prática, tanto em nível estratégico como em operacional (quadro 12).

5.2.1.1.7 Critério G

Quadro 13 – Avaliação do Critério G para o caso escocês.

CRITÉRIO PROCESSUAL		ESTRATÉGICO	OPERACIONAL
G	HÁ CONSIDERAÇÃO DOS IMPACTOS?	★ ★ ★	★ ★ ★
ASPECTOS RELEVANTES: G: todos os relatórios ambientais (AAE e EIA) avaliaram os impactos cumulativos.			

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Em relação aos impactos cumulativos, todos os relatórios de AAEs e EIAs devem considerar os impactos cumulativos e sinérgicos (ESCÓCIA, 2005, 2017). Neste caso

²⁵ Website: <https://publicaccess.glasgow.gov.uk/>

específico, tanto AAE quanto EIA avaliaram impactos cumulativos. A primeira em um nível mais abrangente, e o segundo enfocando as adjacências do empreendimento. Além disso, o sistema escocês, pela implementação de ambas as ferramentas, considera a ocupação do espaço estrategicamente, em termos de meio ambiente. Assim, o critério foi avaliado como totalmente evidente na prática, tanto para o nível estratégico quanto operacional (quadro 13).

5.2.1.1.8 Critério H

Quadro 14 – Avaliação do Critério H para o caso escocês.

CRITÉRIO PROCESSUAL		ESTRATÉGICO	OPERACIONAL
H	A IMPLEMENTAÇÃO É EFETIVA?	★ ★	Ø
H1	Existe definição de programa de acompanhamento de implementação da estratégia (<i>follow-up</i>)?	★ ★ ★	Ø
H2	A estratégia busca se manter atualizada?	★	Ø
H3	É realizada uma checagem de validade dos dados?	★ ★	N/a
ASPECTOS RELEVANTES: H1: programa de monitoramento definido para AAE; não houve menção para EIA; H2; pouca frequência na publicação dos relatórios de monitoramento; não foi evidente atualização para EIA; H3: as estratégias possuem, legalmente definidas, a obrigação de se renovarem a cada 5 anos, com a publicação de relatórios servindo de base, em um esquema de gestão adaptativo; porém, nem todas as estratégias publicam relatórios anuais; atraso de 4 anos no LDP.			

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Em relação ao subcritério H1, para o nível estratégico por lei, todos os processos de criação de planos devem monitorar os impactos da estratégia, assim como qualquer modificações no ambiente (ESCÓCIA, 2013c). Além disso, as AAEs são obrigadas a também produzirem um esquema de monitoramento e acompanhamento das consequências ambientais da estratégia. Inclusive há a recomendação de, tanto AAE como a estratégia em si, utilizarem o mesmo esforço de monitoramento (ESCÓCIA, 2010). No caso estudado, há definição de programa de monitoramento em conjunto (LDP-AAE), também mencionando que este servirá para atualizar as bases de dados e para futuros planejamentos. Portanto, o subcritério foi avaliado como totalmente evidente. No caso do EIA, caso a autoridade entenda que haja necessidade, pode solicitar o monitoramento de efeitos adversos. No entanto, pelo relatório analisado, não houve provisões de monitoramento. Assim, o subcritério foi avaliado como não evidente para o caso do EIA.

Em relação a H2, este enfoca no quanto os PPP-Ps buscam se atualizar, propondo um sistema de gestão adaptativa, caso seja necessário. Em relação ao nível estratégico, a lei demanda que os LDPs sejam atualizados a cada cinco anos, devendo começar por volta da metade da vigência do plano a ser atualizado (i.e., dois anos e meio) (ESCÓCIA, 2013c). Apesar

de no relatório de AAE estar escrito que haveria relatórios anuais de monitoramento conjunto (LDP-AAE), apenas um relatório foi encontrado no website da autoridade local. Este relatório é justamente o necessário para que se inicie o processo de renovação do LDP (ESCÓCIA, 2013c). Ademais, cabe ressaltar que, apesar de legalmente obrigados, o LDP analisado demorou nove anos para ser atualizado. Desse modo, o subcritério foi avaliado como evidente em menor grau. No caso do EIA, como não houve qualquer menção de programa de monitoramento, também não houve de publicação de relatórios ou esquemas de gestão adaptativa. Chama a atenção que o empreendimento foi negado, em primeira instância, justamente por não ter provado sua viabilidade. Somente foi liberado após os proponentes terem apelado à justiça local. Portanto, o subcritério foi avaliado como não evidente para o EIA.

Já a checagem de validade dos dados permite que se faça uma análise crítica das variáveis em mutação em âmbito cultural, institucional, social e ambiental. Uma PPP-P é realizado se utilizando de algumas premissas. É necessário que essas premissas sejam avaliadas para se averiguar o quanto se modificaram em relação à época em que o planejamento foi realizado. No caso da AAE, o próprio relatório de monitoramento faz essa consideração, apontando mudanças na cidade. Mas, como relatado no subcritério anterior, apenas um único relatório foi publicado, datando de 2011 – o plano atual, em vigência desde 2017, se baseou neste relatório. Portanto, este subcritério foi avaliado como evidente em maior grau, para o nível estratégico. Esse subcritério não se aplica para o nível operacional.

Portanto, o utilizando-se a avaliação média, o critério H foi avaliado evidente em menor grau, para o âmbito estratégico, e não evidente, para o âmbito operacional (quadro 14).

5.2.1.1.9 Critério I

Quadro 15 – Avaliação do Critério I para o caso escocês.

CRITÉRIO PROCESSUAL		ESTRATÉGICO	OPERACIONAL
I	AS DECISÕES TOMADAS SÃO AMBIENTALMENTE LEGÍTIMAS?	★ ★	★
ASPECTOS RELEVANTES: I: processo de AAE bastante transparente, com aparente estrutura para participação, mas subcritério D3 mostrou que não foi durante todo percurso; em relação ao EIA, há abertura para participação, mas, assim como em âmbito estratégico, as opiniões populares parecem não ter sido incluídas; projeto negado e com suspeita de audiência pré-licenciamento não ter sido realizada de maneira regular.			

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

No caso da AAE, a lei diz que, após um plano entrar em vigência, a autoridade precisa emitir um documento contendo todos os comentários apontados depois da apresentação do

relatório, além de deixar claro o que foi mudado na estratégia com base com base nas informações ambientais (ESCÓCIA, 2005). De fato, o relatório de pós-adoção²⁶ encontrava-se disponível no *SEA Gateway*, de modo que foi possível constatar, apesar de restrita, a integração de parte das considerações ambientais na estratégia. O processo, como um todo, é transparente dado a disponibilidade dos documentos, além de a autoridade local, em seu website, deixar também os documentos disponíveis. Há muitas consultas populares, desde a publicação do primeiro relatório, o rascunho do plano²⁷ e o plano final. A lei também demanda a publicação anual de um esquema programático sobre a renovação do LDP, deixando claro para o público quais os próximos passos e as possíveis datas (ESCÓCIA, 2013c). No entanto, apesar disso, como discutido no subcritério D3 não houve a inclusão no relatório de escopo das considerações do público em geral e dos *stakeholders*. Assim, para o nível estratégico, o critério foi considerado como evidente em maior grau. Em relação ao EIA, apesar de todo processo estar no website da autoridade local, as decisões tomadas não evidenciam ou esclarecem terem levadas em consideração a participação popular (também no critério D3). Afinal, o empreendimento foi negado pelo comitê. Além disso, no despacho do técnico responsável por fazer uma avaliação prévia do caso, houve a denúncia de que a consulta popular pré-licenciamento havia sido feita de maneira irregular. Cabe ressaltar, porém, a abertura que se tem para fazer comentários e objeções. O próprio website oferece uma seção que fica aberta para comentários, durante uma certa vigência. Portanto, o critério, também, foi avaliado como evidente em maior grau, para o nível operacional (quadro 15).

5.2.2 BRASIL

Diferentemente da Escócia, o Brasil não possui sistema de planejamento para o uso do solo sistematizado. Há, sim, uma hierarquia quanto à legislação vigente, muitas dessas leis chamadas genericamente de “planos”. O Brasil possui quatro entes federativos, responsáveis pela administração dos assuntos públicos: a União, os Estado, Municípios e o Distrito Federal – âmbito nacional, regional e local, respectivamente (BRASIL, 1988). Na temática ambiental e direito urbanístico o art. 24 da Constituição Federal estabelece que legislar sobre estes assuntos é uma competência concorrente entre União, Estados e Distrito Federal, sendo que cabe à União o estabelecimento das normas gerais a serem observadas pelos demais entes. Por outro lado, o

²⁶ Em inglês, *post-adoption statement*.

²⁷ Em inglês, *draft plan*.

art. 30 da CF enseja a possibilidade dos municípios legislar sobre assunto de interesse local, inclusive ambiental, suplementando a legislação federal e a estadual no que couber.

Em relação ao uso do solo, o art. 182 da Constituição Federal de 1988 afirma que “A política de desenvolvimento urbano, executada pelo poder público municipal, conforme diretrizes gerais fixadas em lei, tem por objetivo ordenar o pleno desenvolvimento das funções sociais da cidade e garantir o bem-estar de seus habitantes” (BRASIL, 1988). Portanto, fica estabelecido que o ente federativo responsável pelo uso do solo é o Município. Tal proposta descentralizadora conferiu mais liberdade e autonomia aos municípios decidirem como realizar o planejamento e gestão de seus espaços (CYMBALISTA, 2006).

Há uma série de leis que regem a ocupação do solo em âmbito federal. Por exemplo, a Lei Sobre Proteção de Vegetação Nativa (Lei Federal 12.651 de 2012) regulamenta como imóveis rurais devem ser estabelecidos, procurando preservar áreas nativas, tanto para fins de proteção ecológica como para manutenção dos recursos hídricos (BRASIL, 2012). Quanto ao parcelamento e uso do solo, a Lei Federal 6.766/79 – alterada pela Lei 9.785/99 – é a que rege o uso do território em âmbito nacional. Assim, ao exercer sua função sobre seu espaço, os municípios precisam levar em consideração as leis vigentes, não podendo propor leis que contrariem as de esfera estadual e nacional, no que couber.

O instrumento mais importante no planejamento territorial, em âmbito municipal, é o Plano Diretor (PD), previsto pelo Estatuto da Cidade – Lei Federal 10.257/2001 (BRASIL, 2001). O art. 39 desta lei diz:

“A propriedade urbana cumpre sua função social quando atende às exigências fundamentais de ordenação da cidade expressas no plano diretor, assegurando o atendimento das necessidades dos cidadãos quanto à qualidade de vida, à justiça social e ao desenvolvimento das atividades econômicas” (BRASIL, 2001).

Assim, o PD, em última instância, é o instrumento de gestão municipal que permite o alcance dos objetivos listados, em concordância com o que defende a constituição federal. Além disso, é importante ressaltar que nem todos os municípios brasileiros possuem obrigatoriedade em possuir seu próprio PD. Apenas cidades que possuem mais de vinte mil habitantes – além de outros casos especiais – também sendo requeridas a atualizar seus PDs, no mínimo, uma vez a cada dez anos (BRASIL, 2001). Em relação ao estudo de caso, não há regramento específico sobre o uso e ocupação do solo para o Estado de São Paulo, sendo vigente, apenas, as leis federais e as leis municipais. Nota-se, portanto, que, apesar de possuir órgão administrativo eleito em âmbito regional, o regramento se restringe às esferas nacional e municipal, com esta

última possuindo liberdade e autonomia consideráveis para planejar sobre a ocupação de seu espaço.

Há, contudo, um planejamento que poderia, até certo ponto, contribuir para o planejamento regional: o Plano de Bacia Hidrográfica, previsto pela Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). A lei prevê a instituição do Comitê de Bacia, que seria responsável por produzir o plano em relação à bacia que se encontra. Apesar do foco em recursos hídricos, o art. 38 da lei, inciso I, afirma que compete aos comitês “promover o debate das questões relacionadas a recursos hídricos e articular a atuação das entidades intervenientes”, o que inclui, entre outras autoridades, os representantes municipais (BRASIL, 1997). Porém, não há indícios de que haja, de fato, coordenação entre estes planos e os PDs (PERES; SILVA, 2013; PIZELLA, 2015). Importante ressaltar que, apesar de PD e Plano de Bacias estarem em âmbito estratégico, não há processo de AAE – ou qualquer outro processo de avaliação ambiental – legalmente definido para PPPs no Brasil.

No entanto, em relação aos empreendimentos e projetos de desenvolvimento, a lei brasileira prevê, dentre seus instrumentos de política e gestão ambiental, a AI de projetos – o EIA (BRASIL, 1981; CONAMA, 1986). Assim como na Escócia, o processo de licenciamento ambiental é vinculado ao EIA. Porém, no Brasil, não é a autoridade local (i.e., municípios) a responsável pela emissão da licença. Do mesmo modo que as esferas administrativas, cada ente federativo possui um órgão responsável pelo licenciamento, que possui competência para licenciar dependendo a caracterização do empreendimento. De acordo com a resolução 237 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), compete: ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) compete licenciar projetos de âmbito nacional ou regional (i.e., entre mais de um estado); ao órgão ambiental estatal – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), no caso de São Paulo – cabe licenciar projetos localizados em mais de um município; e ao órgão ambiental municipal, desde que provada sua competência técnica, cabe licenciar projetos de impacto ambiental local (CONAMA, 1997).

São raros os municípios com competência para licenciar projetos de modo que a maioria dos projetos acaba caindo sobre a jurisdição do órgão ambiental estadual. Ribeirão Preto, no entanto, por meio da Secretaria do Planejamento e da Secretaria do Meio Ambiente, é uma dessas poucas municipalidades capaz de realizar o licenciamento de projetos de impacto local (CONSEMA, 2014). Portanto, salvo casos em que haja competência municipal, a CETESB é a porta única de entrada para pedidos de licença para o Estado de São Paulo. Isto não significa que não haja comunicação entre as esferas estaduais e municipais. A legislação afirma:

No procedimento de licenciamento ambiental deverá constar, obrigatoriamente, a certidão da Prefeitura Municipal, declarando que o local e o tipo de empreendimento ou atividade estão em conformidade com a legislação aplicável ao uso e ocupação do solo e, quando for o caso, a autorização para supressão de vegetação e a outorga para o uso da água, emitidas pelos órgãos competentes (CONAMA, 1997)

Assim, durante a decisão sobre a viabilidade do empreendimento por parte do órgão licenciante, há, pelo menos, a apresentação de certidões municipais, por parte do empreendedor, que comprovem a concordância do projeto com as normas municipais. No caso de São Paulo, baseada nos estudos ambientais, na documentação exigida, na audiência pública realizada para o empreendimento e nas considerações municipais, a CETESB realiza um parecer técnico indicando a aprovação ou não da licença – em caráter prévio – e o encaminha para o Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA), para apreciação (CETESB, 2014). Assim, fica a critério do CONSEMA, em seu plenário, aprovar ou não a viabilidade do empreendimento. Em caso afirmativo, a CETESB emitirá a licença.

Nem todos os empreendimentos são passíveis de passarem por um processo de EIA em seus licenciamentos. Ao se analisar as características intrínsecas do projeto (tipologia), suas peculiaridades, e a localização proposta, o órgão competente deve definir a necessidade, ou não, de desencadear um EIA em conjunto com a emissão da licença (CONAMA, 1997; SÁNCHEZ, 2013). Há na legislação, porém, uma lista positiva de empreendimentos que define a necessidade de EIA: independentemente de sua localização ou especificidade, se a tipologia do projeto em questão estiver nesta lista, haverá necessidade de EIA em todas as ocasiões (CONAMA, 1997).

5.2.2.1 CASO LOCAL BRASILEIRO – RIBEIRÃO PRETO

O caso brasileiro é o da cidade de Ribeirão Preto, Estado de São Paulo, com foco em um empreendimento de loteamento do solo. Influenciando o município de Ribeirão Preto há o seu PD, de 1995, que engloba as diretrizes das políticas federais e estaduais (RIBEIRÃO PRETO, 1995). Duas outras leis complementares, diretamente provenientes do PD, possuem relevância quanto ao empreendimento: a Lei de Parcelamento, Uso e Ocupação do Solo (RIBEIRÃO PRETO, 2007) e o Código Municipal do Meio Ambiente (RIBEIRÃO PRETO, 2004). Além destas, o plano de bacias também se faz importante (CBH-PARDO, 2008). A análise, portanto, se focou no PD, recorrendo às leis complementares e ao plano quando necessário. Importante ressaltar que, por não existir processo de avaliação ambiental de estratégias, o estudo procurou identificar, nos próprios PPPs, indícios que pudessem indicar que

as informações e decisões ambientais estivessem fluindo pela hierarquia do planejamento, até o nível de projeto.

Em relação ao projeto em exame, o loteamento ocorreu na Zona Leste de Ribeirão Preto – região de recarga do aquífero Guarani e, portanto, de relativa fragilidade ambiental – desencadeando um processo de avaliação de impactos. No município, esse processo é conhecido como Relatório de Análise de Risco Ambiental (RARAM). A figura 8 mostra a localização do empreendimento.

Figura 8– Localização do empreendimento em Ribeirão Preto.

Fonte: RARAM Morada Verde (A) e Google Earth (B).

Dado este panorama, assim como no caso escocês, o texto a seguir busca avaliar o *tiering* de acordo com a lista de critérios proposta na seção 5.1.

5.2.2.1.1 Critério A

Quadro 16 – Avaliação do Critério A para o caso brasileiro.

CRITÉRIO SISTÊMICO		AVALIAÇÃO
A	O ENCADEAMENTO DE INFORMAÇÕES E DECISÕES POSSUI AMPARO LEGAL?	★
ASPECTOS RELEVANTES:		
A: leis gerais, sem consideração específica para uso e ocupação do solo; nenhuma menção para EIAs.		

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

O art. 23 da Constituição Federal, parágrafo único, afirma: “leis complementares fixarão normas para a cooperação entre a União e os Estados, o Distrito Federal e os Municípios, tendo em vista o equilíbrio do desenvolvimento e do bem-estar em âmbito nacional (BRASIL, 1988)”. Também na Constituição, há considerações acerca das competências, cada ente federativo

podendo legislar sobre determinado assunto, de modo a gerirem o interesse público harmonicamente. No entanto, tais considerações são demasiadas vagas e gerais, no tocante ao planejamento do uso do solo. Em relações às avaliações ambientais, não há avaliações de PPP no Brasil e, portanto, não lei que preveja a coordenação e encadeamento de informações. Também não há menção clara sobre coordenação de EIAs – não em âmbito estadual e nem municipal.

Assim, o critério A foi avaliado como evidente em um menor grau (quadro 16).

5.2.2.1.2 Critério B

Quadro 17 – Avaliação do Critério B para o caso brasileiro.

CRITÉRIO SISTÊMICO		AValiação
B	A ESTRUTURA INSTITUCIONAL PERMITE QUE O FLUXO DE INFORMAÇÕES OCORRA?	★
B1	Há meios de compartilhamento de informações entre níveis/setores, seja de modo horizontal ou vertical?	★ ★
B2	A estrutura de planejamento é encadeada?	★
B3	Há lideranças capazes de capitanear o planejamento e permitir o compartilhamento de informações?	★
ASPECTOS RELEVANTES: B1: a federação possui meios dispersos de planejamento setorial e em vários níveis (nacional, regional e local), mas sem indícios de comunicação clara; B2: a estrutura não é completa, faltando, por exemplo, política de desenvolvimento territorial e programas de ação; B3: o Comitê de Bacias, CETESB e Secretaria do Planejamento em Ribeirão possuem ações, mas não se configuram em líderes <i>de facto</i> .		

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Em relação a B1, por se tratar de uma Federação, cada ente federativo – União, Estados, Município e Distrito Federal – é considerado autônomo, cada um desses tendo de passar por um processo eleitoral para designação de poderes executivos e legislativos (BRASIL, 1988). Cada esfera possui sua própria legislação, o que, por si só, pressupõe um grande número de regulamentações esparsas, por vezes, sobre o mesmo assunto. Contudo, isto não necessariamente significa que não haja conexão entre os níveis. Por exemplo, cada ente federativo possui um correspondente do poder executivo responsável por desenvolver políticas ambientais: Ministério do Meio Ambiente (MMA), em âmbito federal; o CONSEMA, em âmbito estadual; e a Secretaria do Meio Ambiente Municipal. Com a responsabilidade de assessorar o poder executivo e garantir a devida implementação de políticas públicas ambientais, também existem os conselhos gestores de políticas setoriais, formados, em princípio, por representantes de órgãos públicos – municipais, estaduais e federais – e por representantes da sociedade civil (VILELA, 2005). Em relação ao “setor” meio ambiente, os conselhos são: CONAMA, em âmbito federal; CONSEMA, em âmbito estadual; e COMDEMA

(Conselho Municipal de Defesa do Meio Ambiente), em âmbito municipal. Assim, há, em princípio, o meio pelo qual informações podem fluir entre os órgãos executivos e conselhos gestores, em diversos níveis. Mas não há estrutura de planejamento estruturada e sistematizada, capaz de coordenar essas políticas públicas dos diversos setores (e.g., saúde, transporte, meio ambiente, etc.), e em diversos níveis, e traduzi-las, em conjunto, em estratégias de ocupação de espaço. Neste sentido, a estrutura institucional resulta em políticas públicas demasiadamente distantes umas das outras, cabendo ao município planejar, praticamente por si só, sobre o uso e ocupação do solo. Em relação ao meio ambiente, como discutido, este é tratado como um “setor” separado e, dada a constituição dos conselhos, é possível que a informação ambiental flua horizontalmente – dentro desses conselhos – entre os diversos setores. O Comitê de Bacias também poderia servir de fluxo horizontal de informações entre municipalidades (PERES; SILVA, 2013; PIZELLA, 2015).

Em entrevista, ER1, de fato, afirma que a questão da água (e.g., Comitê de Bacia do Pardo, aquífero Guarani) parece ser o campo em que mais existe colaboração institucional. No entanto, também afirma que para questões de vegetação, ou até mesmo atmosféricas, não existe este espaço. Sobre os EIAs, tanto o CONSEMA (estadual) quanto o COMDEMA – no caso de Ribeirão Preto – possuem secretarias especializadas. A CETESB, por exemplo, possui secretarias específicas para determinados tipos de EIAs (e.g., hidráulicos, urbanísticos, transportes, etc.) (SUGAWARA; MALHEIROS, 2014). Já o COMDEMA realiza o processo de licenciamento integrando suas secretarias do Planejamento e do Meio Ambiente. Porém, não está claro o quanto a informação flui dentro dessas instituições. É preciso mais pesquisas sobre a rotina interna desses órgãos. Apesar desse caráter disperso e pouco coordenado das estruturas, sem comprovado *feedback* entre níveis de planejamento propriamente dito, os espaços para o *tiering* se estabelecer existem. Assim, o subcritério B1 foi avaliado como evidente em maior grau.

Quanto a B2, em se tratando do planejamento sobre uso e ocupação do solo, não está claro se existe um planejamento além dos regramentos gerais (federais, estaduais e municipais) e o PD de cada município acima de vinte mil habitantes. O entrevistado ER1 afirma desconhecer qualquer tipo de planejamento sobre o uso do solo em âmbito regional, que seja capaz de influenciar as decisões municipais. Disse, também, que empreendimentos aprovados em instância municipal precisam passar por outra instância de decisão estadual – por exemplo, loteamentos. Portanto, as decisões sobre empreendimentos são definidas em caráter pontual, não possuindo planos estratégicos que facilitem a passagem de decisões a outros níveis. Em

realidade, apenas o município planeja seu território, dada a competência atribuída na Constituição (BRASIL, 1988). Ribeirão Preto até possui PD (RIBEIRÃO PRETO, 1995), Lei de Parcelamento e Uso do Solo (RIBEIRÃO PRETO, 2007) e Código Municipal do Meio Ambiente (RIBEIRÃO PRETO, 2004), entre outros mais, mas esses são regramentos de pouca visão estratégica. Não existindo, por exemplo, programa de ação para implementação de uma visão específica. Assim, o subcritério B2 foi avaliado como evidente em menor grau.

Sobre lideranças capazes de capitanear o compartilhamento de informações, em relação ao caso específico, a agência que tem potencial para tal em âmbito regional é o Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Pardo. Instituídos pela Política Nacional de Recursos Hídricos, há assentos garantidos para todas as prefeituras situadas na bacia do rio em questão, assim como para outras agências públicas (BRASIL, 1997). Esses comitês, portanto, poderiam agir como lideranças no encadeamento de informações, inclusive oferecendo diretrizes aos municípios, como já discutido. No entanto, o entrevistado ER1 afirma que, apesar de tê-lo como referência, o Plano de Bacias é consultado apenas eventualmente, o que demonstra a pouca capacidade do comitê em promover essa troca de informações. Sobre os processos de EIA, como discutido previamente, quando um processo recai sobre a responsabilidade da CETESB, esta deve levar em consideração informações provenientes do município: certidões de que atestem a conformidade do empreendimento com a lei municipal, além de outras possíveis manifestações (CETESB, 2014; CONAMA, 1997). O quanto essa informação é compartilhada e coordenada com outras, não está claro. Em um nível mais restrito e local, a Secretaria do Planejamento de Ribeirão Preto, segundo ER1, poderia ser considerada uma liderança, já que frequentemente busca as considerações e o parecer da Secretaria do Meio Ambiente – um *tiering* horizontal municipal. No entanto, há de se considerar que tal coordenação, se real, acontece de maneira pontual. Como o próprio ER1 disse: “Então, (quando) tem uma situação de fauna que está mal resolvida lá no Estudo de Impacto de Vizinhança, manda para o Meio Ambiente que o Meio Ambiente se posiciona”, o que caracteriza uma contribuição horizontal *ad hoc* não-sistemático, dependente do julgamento subjetivo do técnico sobre a necessidade, ou não, de se consultar outra secretaria. Portanto, dado o papel residual desempenhado pelo Comitê de Bacias do Pardo, a falta de clareza sobre o papel da CETESB no encadeamento das informações, e o esforço não-sistemático da Secretaria do Planejamento em promover a interlocução *ad hoc* entre as secretarias do município, B3 foi caracterizado como evidente em menor grau.

Utilizando o sistema de mensuração proposto nos quadros 3 e 4 (seção 4.1), o critério B foi caracterizado como não evidente na prática (quadro 17).

5.2.2.1.3 Critério C**Quadro 18** – Avaliação do Critério C para o caso brasileiro.

CRITÉRIO SISTÊMICO		AValiação
C	A ESTRUTURA E CONFORMAÇÃO INSTITUCIONAL É CONHECIDA PELOS PLANEJADORES?	★
C1	As reponsabilidades são claramente distribuídas pela hierarquia de planejamento?	★ ★
C2	Há conhecimento acerca das diferenças entre os PPPs?	∅
C3	Há conhecimento acerca dos diferentes valores interessados no planejamento?	★
ASPECTOS RELEVANTES: C1: legislação e procedimentos corriqueiros conhecidos pelos planejadores, mas insegurança jurídica e/ou desconhecimento sobre responsabilidades em âmbitos acima na hierarquia; C2: não há definição sobre as diferenças entre PPPs; C3: há espaços para se levantar o conhecimento, mas não há certeza sobre o quanto os valores são, de fato, conhecidos.		

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Sobre C1, a Constituição Federal aponta quais são as competências de cada um dos entes federativos em seus art.22, art. 23 e art. 24. (BRASIL, 1988). Portanto, a legislação oferece guia às esferas administrativas, pelo menos em princípio. No entanto, há muitas inseguranças jurídicas, devido ao fato de muitas instituições diferentes e concorrentes estarem envolvidas em um processo não-sistematizado de planejamento. Um exemplo é a legislação sobre o próprio EIA – que, de maneira ou de outra, contribui para o planejamento territorial em alguma instância. No Brasil, é o CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente – que estabelece as regras para desenvolvimento do EIA, de modo que suas resoluções compõem o ordenamento jurídico brasileiro. Para o caso em questão, o entrevistado ER1 afirmou que a Secretaria do Meio Ambiente de Ribeirão Preto se baseia em normas estabelecidas pela CETESB, pelo menos para o licenciamento ambiental. Mas também disse desconhecer outras legislações ambientais estaduais mais a fundo. Isso mostra que, na rotina da secretaria, os técnicos sabem as funções que lhes são delegadas, mas há inseguranças quanto aos níveis mais altos na hierarquia. Portanto, C1 foi reconhecido como evidente em maior grau.

Quanto a C2, não há qualquer definição na legislação brasileira, em nenhuma das esferas administrativas, que diferencie o que seja uma política, um plano ou um programa. Na verdade, por quase todos os planejamentos serem transformados em leis e regramentos, parece não haver diferenciação estratégica entre um e outro. O PD de Ribeirão Preto, por exemplo, é semanticamente denominado como um plano, mas não possui nenhuma consideração de objetivos coordenados, muito menos alinhados temporalmente, como define a literatura (WOOD; DEJEDDOUR, 1992). Possui, sim, regramentos, algumas políticas e diretrizes gerais. Portanto, C2 foi definido como prática não evidente.

Quanto aos valores interessados (C3), os PPPs no Brasil precisam passar por audiências públicas para referendar o planejamento. O PD é um exemplo (BRASIL, 2001). No caso de Ribeirão Preto, porém, o PD foi considerado inconstitucional em 2015, justamente pela falta de audiências públicas²⁸. ER1 inclusive confirma que as participações no planejamento são fraquíssimas, citando as próprias audiências públicas de renovação do PD – que ocorrem neste momento. Os conselhos gestores municipais, também são canais pelos quais o poder público pode mapear seus interesses. Mas ER1, também, critica a participação de “faz-de-conta” que se vê na gestão pública. Neste mesmo sentido, ER2 também compartilha dessa visão, apontando a necessidade de haver mais diálogos com a sociedade. Em relação ao EIA, todo processo desencadeia uma audiência pública que deve apreciar a aprovação, ou não, do relatório. Porém, no âmbito de Ribeirão Preto, é facultada à Secretaria do Planejamento a necessidade de audiência pública para o RARAM. No caso em questão, não ficou evidente pela análise material se houve tal processo. Portanto, apesar de existir certos meios de mapear os valores do público em geral e dos *stakeholders*, não está claro o quanto esses espaços são levados em consideração, de modo que C3 foi avaliado como evidente em menor grau.

Assim, o critério C foi classificado com evidente em menor grau (quadro 18).

5.2.2.1.4 Critério D

Quadro 19 – Avaliação do Critério D para o caso brasileiro.

CRITÉRIO PROCESSUAL		ESTRATÉGICO	OPERACIONAL
D	O OBJETO DE ANÁLISE E AVALIAÇÃO ESTÁ CORRETAMENTE ENQUADRADO?	Ø	★
D1	O escopo é bem delimitado pelo PPP-P?	Ø	★
D2	Há ligação com outras estratégias?	Ø	★ ★
D3	O processo (<i>scoping</i>) é participativo para consideração dos valores dos <i>stakeholders</i> e do público em geral?	Ø	Ø
ASPECTOS RELEVANTES: D1: não há delimitação de assuntos a serem levados em conta; em relação ao nível operacional, TR e diretrizes ambientais se confundem, sem delimitação de assunto no TR ou descrição do projeto; D2: não há relação com outras estratégias no PD; há menções do RARAM às leis complementares e PD de Ribeirão. D3: nenhum dos dois levou em consideração opinião pública ou órgãos especializados.			

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Por se tratar de critério processual, este enfocará nas informações ambientais que são incluídas nos planejamentos, seja em âmbito estratégico, seja em âmbito operacional – se o EIA

²⁸ Por exemplo, a notícia: <http://g1.globo.com/sp/ribeirao-preto-franca/noticia/2015/02/lei-que-regra-ocupacao-de-areas-em-ribeirao-preto-e-suspensa-na-camara.html>

for entendido como uma ferramenta de planejamento restrita ao empreendimento sendo avaliado.

Em relação a D1, não há processo de AAE definido para o Brasil. Portanto, a informação ambiental, se chegar, será por meio não-sistemático. No caso em questão, ER1 afirmou que, provavelmente, há considerações ambientais incluídas no plano, visto que, desde 1995, foi possível reunir informações e impactos ambientais de todos os empreendimentos sendo realizados em Ribeirão Preto – o que caracterizaria um planejamento *bottom-up*. Porém, para fins deste subcritério, não há qualquer menção de escopo dos problemas e assuntos ambientais que deveriam ser tratados neste nível de tomada de decisão. Portanto, para o nível estratégico, D1 foi classificado como não existente. Em relação ao RARAM (uma modalidade de Estudo Prévio de Impacto Ambiental - equivalente ao EIA -, em Ribeirão Preto), o termo de referência (TR) e as diretrizes ambientais são os responsáveis por apontar o que deve ser estudado. Essa divisão de funções no escopo diz respeito ao campo que se destinam: TR se volta para o estudo ambiental *per se*, enquanto que diretrizes ambientais vão influenciar o projeto urbanístico, ao oferecer as restrições do ambiente em que o empreendimento será desenvolvido. Ao analisar ambos documentos, verifica-se que as diretrizes ambientais possuem mais indícios de “relatório de escopo” que o próprio TR. Nelas, o empreendimento é caracterizado, apresentando os potenciais riscos, incertezas e fragilidades ambientais da região e aspectos relevantes – área de recarga do aquífero Guarani e identificação de potenciais fossas de lixo biológico. Já o TR, não apresenta nenhum assunto relevante. Não há descrição e caracterização do empreendimento (nem no TR, nem nas diretrizes), e os objetivos da avaliação são explicitados de maneira superficial (apenas nas diretrizes). Por estar no nível de projetos, não houve necessidade de apontar assuntos para outros níveis, nem escala. Desse modo, D1 foi classificado como evidente na prática em menor grau para o nível operacional.

Sobre D2, em âmbito estratégico, não há qualquer definição de escopo, de modo que não há documentos que evidencie o quanto o PD de Ribeirão se relaciona com outras leis. Nem no próprio texto do plano há qualquer menção sobre outros PPPs que possam influenciar em sua construção. Assim, o subcritério foi avaliado como não existente para o nível estratégico. Sobre o nível operacional, o TR, em si, não faz menção sobre qualquer outro PPP. Já as diretrizes ambientais fazem menção ao PD e à Lei de Parcelamento, Uso e Ocupação do Solo, além de citar um grupo de trabalho presente no município, responsável por propor medidas para proteção do aquífero Guarani. Portanto, apesar de não estar no TR propriamente dito, em termos de escopo, o subcritério foi avaliado como evidente em maior escala para o nível operacional.

Tanto no nível estratégico como no operacional, não há menção de participação de algum *stakeholder*, ou mesmo do público em geral, na definição do escopo. Em relação ao nível estratégico, como exposto, não há qualquer definição sistemática de escopo. Quanto ao nível operacional, para não ter havido consultas nem com o público, nem com órgãos ambientais competentes. Portanto, D3 foi classificado como não evidente em ambas as esferas.

Desse modo, o critério D foi classificado como não evidente em âmbito estratégico e evidente em menor grau para o nível operacional (quadro 19).

5.2.2.1.5 Critério E

Quadro 20 – Avaliação do Critério E para o caso brasileiro.

CRITÉRIO PROCESSUAL			ESTRATÉGICO	OPERACIONAL
E	HÁ RECOMENDAÇÕES PARA OS NÍVEIS SUBSEQUENTES?		Ø	Ø
ASPECTOS RELEVANTES: E: não houve qualquer recomendação a outros níveis, seja em âmbito estratégico, seja em âmbito operacional.				

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Sobre as recomendações a outros níveis, o PD de Ribeirão faz menção a possíveis programas que deverão implementar as políticas definidas, mas apenas diretrizes gerais, muito mais relacionadas com políticas do que com planos, como apontado em C2. Por exemplo, em seu art. 18, o PD diz: “O Programa de Estruturação Urbana será implantado em áreas de ocupação rarefeita, que devem ser integradas ao tecido urbano através da implantação de atividades econômicas, do uso habitacional e de ações que assegurem o equilíbrio ambiental” (RIBEIRÃO PRETO, 1995). Portanto, não há recomendações, de fato, sobre a ocupação do solo. Além disso, não há garantias que as recomendações estejam levando em consideração informações ambientais, muito menos há recomendações para a investigação de potenciais impactos das estratégias subsequentes. Não se usa outras estratégias para fazer recomendações ambientalmente embasadas. Por isso, o critério E foi classificado como não evidente para o nível estratégico. Já quanto ao nível operacional, apesar de não existir outro nível além de “projetos”, o EIA poderia recomendar certos aspectos aos níveis estratégicos, caso identificassem algum potencial impacto cumulativo, ou outro aspecto relevante a ser investigado em um nível mais abrangente. Porém, no RARAM analisado, não houve qualquer menção sobre isso, de modo que E, também, foi avaliado como não evidente para o nível operacional (quadro 20).

5.2.2.1.6 Critério F**Quadro 21** – Avaliação do Critério F para o caso brasileiro.

CRITÉRIO PROCESSUAL		ESTRATÉGICO	OPERACIONAL
F	AS INFORMAÇÕES SÃO ÚTEIS AO PLANEJAMENTO?	Ø	Ø
F1	As informações estão sistematizadas e disponíveis?	★	★
F2	Há adaptação da informação oriunda de outras fontes (níveis) para o nível em consideração?	N/a	N/a
F3	As informações são simplificadas o suficiente para compartilhamento entre os planejadores?	Ø	Ø
ASPECTOS RELEVANTES: F1: poucas informações sistematizadas, muito dependente da individualidade do corpo técnico, tanto em âmbito estratégico como operacional; F2: não se aplica para nenhum dos âmbitos; F3: nem estratégico nem operacional apresentaram informações simplificadas.			

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Sobre F1, para o nível estratégico, não há indicação de que exista base de dados, como referido em D1. O entrevistado ER1 afirmou que o histórico dos impactos ambientais, provavelmente é levado em consideração de alguma maneira, já que foi possível levantar informações desde 1995. No entanto, também disse que todo esse histórico de informações e modificações ambientais “está na gente”, se referindo a individualidade do técnico, tendo muito a ver com a “vivência” do técnico. Segundo o entrevistado, algumas informações são sistematizadas (e.g., vegetação natural), mas muitas outras ainda não. Neste mesmo sentido, ER2 afirmou que, quando em investigação de determinada área para emissão de diretrizes ambientais, vai do “*feeling*” do técnico indicar quais são as restrições do ambiente, se deve existir corredor ecológico ou, onde este deve acontecer, etc. Mais que isso, esse “*feeling*” do técnico acontece em visita técnica. Isso indica que não há informação prévia e sistematizada da área, nem diretrizes prévias sobre o que se deve ou não fazer em determinada região, deixando grande parcela da estratégia de ocupação do solo vinculada à individualidade do técnico. Assim, devido à presença residual de banco de dados, para o nível estratégico, F1 foi classificado com evidente em menor grau. Em relação ao nível operacional, como os responsáveis pelo licenciamento são as mesmas secretarias que realizam o PD, a base de dados é, também, a mesma. Por essa razão, F1 também recebeu avaliação como evidente em menor grau.

Em relação a F2, assim como no caso escocês, não foi possível avaliar este critério devido ao fato de a pesquisa não ter acompanhado o processo de planejamento – nem do PD, nem do RARAM – e, portanto, não foi possível avaliar o quanto informações de outros níveis – se alguma – foram adaptadas à escala do PPP-P. O subcritério foi, então, classificado como nulo, para os dois âmbitos de avaliação.

Sobre F3, nem o plano nem o RARAM, possuem informações resumidas e de fácil entendimento, nem resumo não técnico. Na verdade, o PD apenas apresenta-se em forma de lei, enquanto que os relatórios de RARAMs, apesar de públicos, não se encontram divulgados em nenhuma página da internet, ficando restritos aos arquivos das secretarias. Portanto, F3 foi considerado não evidente para ambos os níveis, estratégico e operacional.

O critério F, portanto, recebeu avaliação não evidente (quadro 21).

5.2.2.1.7 Critério G

Quadro 22 – Avaliação do Critério G para o caso brasileiro.

CRITÉRIO PROCESSUAL		ESTRATÉGICO	OPERACIONAL
G	HÁ CONSIDERAÇÃO DOS IMPACTOS?	Ø	★ ★
ASPECTOS RELEVANTES: G: não houve consideração de qualquer impacto ambiental em nível estratégico; já no operacional, houve consideração dos impactos, como pediu o TR, mas sem avaliação dos impactos cumulativos.			

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Em relação ao nível estratégico, não há consideração sobre impactos ambientais da adoção da estratégia. Não há pensamento estratégico, em relação aos impactos, durante o planejamento do PPP. Nesse sentido, ER2 afirmou que há necessidade de mais diálogos e debates com a sociedade, a fim de levantar considerações importantes (subcritério C3). Porém, quando perguntado se esses debates já seriam realizados previamente à proposta de empreendimento, afirmou que não. Portanto, fica claro que os impactos só são considerados em âmbito operacional. Porém, ER2, quando questionado especificamente sobre a avaliação de impactos cumulativos, disse que “se faz muito isso”, mas fica claro que não se tratava de processo sistematizado. Já ER1 afirmou “acho que não”, quando perguntado se realizavam avaliação de impactos cumulativo. Desse modo, G para o nível estratégico foi considerado como não evidente. Já sobre o nível operacional, não houve consideração sobre impactos cumulativos, apesar de ter avaliado as consequências do empreendimento exatamente como pediu o TR. Talvez por não ser o nível adequado, mas não houve pensamento estratégico sobre o meio-ambiente. Mesmo assim, o RARAM executou o que lhe foi exigido, por isso recebeu classificação evidente em maior grau (quadro 22).

5.2.2.1.8 Critério H**Quadro 23** – Avaliação do Critério H para o caso brasileiro.

CRITÉRIO PROCESSUAL		ESTRATÉGICO	OPERACIONAL
H	A IMPLEMENTAÇÃO É EFETIVA?	Ø	Ø
H1	Existe definição de programa de acompanhamento de implementação da estratégia (<i>follow-up</i>)?	Ø	Ø
H2	A estratégia busca se manter atualizada?	Ø	Ø
H3	É realizada uma checagem de validade dos dados?	Ø	N/a
ASPECTOS RELEVANTES: H1: não há programa de monitoramento para nenhum dos níveis; H2: não há modelo de gestão adaptativa para nenhum dos níveis; H3: não há checagem de validade dos dados para o nível estratégico.			

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Em se tratando de H1, em nível estratégico, não há qualquer proposta para acompanhamento do PD, quanto a seus impactos ambientais e até efetividade em termos de alcançar seus objetivos. Como consequência, também não há provisão de novas informações para atualização das bases de dados – não em nível estratégico. Desse modo, o subcritério foi avaliado como não evidente. Em relação ao nível operacional, este também não estabeleceu programa de monitoramento, se restringindo a propor medidas de “controle ambiental”, como replante de árvores e controle de erosão – medidas estas descritas de modo muito geral – apesar de estar localizada em uma área de fragilidade ambiental (i.e., área de recarga).

Já sobre H2, em nível estratégico, a lei demanda que o PD seja atualizado, no mínimo, a cada dez anos (BRASIL, 2001). Porém, o PD de Ribeirão Preto é o mesmo vigente desde 1995. Isso porque a renovação, de 2014, foi considerada inconstitucional pela falta de participação. Além disso, não há qualquer relatório de monitoramento, acerca do impacto da estratégia ou presença de estrutura de gestão adaptativa. Na verdade, chama a atenção o engessamento institucional do planejamento em Ribeirão Preto, visto que todo PPP deve se tornar uma legislação. Portanto, H2 foi considerado como não evidente para o nível estratégico. Em relação ao RARAM, mesmo em área de fragilidade, não há qualquer proposta de gestão adaptativa. Apenas a menção de que o grupo técnico que estuda a área de recarga pode pedir mais informações no futuro. Porém, isso aconteceria apenas na fase de licenciamento.

Sobre H3, não há consideração evidente sobre as mudanças institucionais, populacionais, ambientais ou qualquer outra do tipo. Se existe tal relatório, ele não é público. Pelo que já afirmou ER1, o histórico, pelo menos do ponto de vista ambiental, reside no conhecimento de cada técnico. Portanto, o subcritério H3 foi avaliado como não evidente para o âmbito estratégico – tal subcritério não se aplica para o nível operacional.

Portanto, H foi avaliado como não evidente para ambos os níveis (quadro 23).

5.2.2.1.9 Critério I

Quadro 24 – Avaliação do Critério I para o caso brasileiro.

CRITÉRIO PROCESSUAL		ESTRATÉGICO	OPERACIONAL
I	AS DECISÕES TOMADAS SÃO AMBIENTALMENTE LEGÍTIMAS?	Ø	★
ASPECTOS RELEVANTES: I: PD em Ribeirão Preto considerado inconstitucional pela falta de participação; sem consideração sistemática das informações ambientais nos PPPs; transparência muito residual; em relação ao nível operacional, sem transparência, participação popular não evidente, mas avaliou o que pediu o TR.			

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

Em relação ao nível estratégico, o processo de renovação do PD, em Ribeirão Preto, não levou em consideração a participação pública – tanto que foi considerado inconstitucional. Em relação à transparência, o website da prefeitura – hoje em processo, de novo, de renovação de PD – possui uma seção contendo todos os trâmites do processo²⁹. Há, porém, de se levar em consideração as duas entrevistas realizadas, já que ambos salientaram a necessidade de mais diálogos com a sociedade. Questiona-se, assim, o quanto da transparência do processo está interessada em realmente ouvir o que o público em geral tem a dizer. Sobre as considerações ambientais, ressalta-se o que ER1 afirmou, dizendo que as considerações ambientais eram integradas no PPP pelos histórico e vivência do corpo técnico. Por não existir um processo de avaliação ambiental das estratégias, também não há relatório de pós-adoção que possa elucidar o quanto dos impactos ambientais foi integrado no planejamento. Portanto, dada a desconsideração da participação pública e a falta de avaliação de impactos para PPPs, apesar de existir um certo grau de transparência, o critério I foi considerado não evidente na prática. Já sobre o RARAM, o processo não teve audiência pública, nem está disponível em domínio público na internet – apesar de qualquer um poder o consultar. Pode-se argumentar que o COMDEMA teria alguma voz sobre o processo, o que de fato pode acontecer. Porém, não ficou claro qual papel o conselho desempenhou na aprovação deste empreendimento. Mesmo assim, o RARAM realizou o que lhe foi pedido pelo TR e levou em consideração as diretrizes ambientais. Portanto, o critério foi avaliado como evidente em menor grau para o nível operacional (quadro 24).

5.3 SÍNTESE COMPARATIVA

Da análise de cada caso foi possível identificar alguns pontos considerados chave sobre as peculiaridades de cada contexto, além de poder apontar questões específicas do caso

²⁹ Website: <https://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/splan/planod/i28planod.php>

brasileiro que poderiam ser levadas em consideração no futuro. Assim, o quadro 25 resume as performances agregadas para cada critério – lembrando que os critérios processuais são subdivididos entre os níveis estratégico e operacional.

Quadro 25 – Resumo das performances de cada caso, em relação aos critérios estabelecidos.

RIBEIRÃO PRETO		GLASGOW
CRITÉRIOS SISTÊMICOS		
★	Critério A	★ ★ ★
★	Critério B	★ ★ ★
★	Critério C	★ ★
CRITÉRIOS PROCESSUAIS		
<i>NÍVEL OPERACIONAL</i>		
★	Critério D	★ ★ ★
∅	Critério E	∅
∅	Critério F	★ ★ ★
★ ★	Critério G	★ ★ ★
∅	Critério H	∅
★	Critério I	★
<i>NÍVEL ESTRATÉGICO</i>		
∅	Critério D	★
∅	Critério E	★ ★
∅	Critério F	★ ★ ★
∅	Critério G	★ ★ ★
∅	Critério H	★ ★
∅	Critério I	★ ★

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

5.3.1 Aspectos sistêmicos

Começando pelo aspecto sistêmico, chama a atenção a diferença entre os contextos institucionais. Enquanto Glasgow possui um sistema hierarquizado e bem definido de responsabilidades e planejamentos estratégicos concatenados, Ribeirão Preto não. Assim, em Ribeirão Preto, como resultado, há uma visível falta de coordenação entre PPPs de nível estratégico, e destes com o nível de projetos.

É possível apontar diversos gargalos que, em conjunto, contribuem para essa falta de coordenação: a) sistema segmentado com muitas inseguranças jurídicas; b) a falta de um nível regional de planejamento sobre o uso do solo; e c) a falta de pensamento estratégico. Em relação ao primeiro ponto, pela análise realizada no contexto brasileiro, foi possível notar a presença de uma série de legislações concorrentes, aparentemente em harmonia umas com as outras, mas que causam a segmentação do planejamento em “setores” e, por vezes, causam insegurança quanto a responsabilidade e normatividade de certos decretos. Sobre o uso e ocupação do solo, além das Leis Federais 6.766/79 e Lei 9.785/99, não há regramento em âmbito nacional que

capaz de direcionar a tomada de decisão em outros âmbitos – regional e local. Como já discutido, pela Constituição Federal, os municípios possuem autonomia para planejar sobre o desenvolvimento urbano (BRASIL, 1988). O que se tem são diversos regramentos, em âmbitos federal e estadual – por exemplo, a Lei Sobre Preservação da Vegetação Nativa (BRASIL, 2012) – cada um apontando objetivos e regras diversos. As leis que regem a ocupação do solo encontram-se setorizadas e pouco coordenadas, horizontal e verticalmente (AMPARO, 2014).

Desse aspecto de desalinhamento entre as instituições que exercem função sobre o planejamento, surge o aspecto da falta de um planejamento regional. Como apontado na seção 3.4.4, a presença de um nível administrativo capaz de conciliar objetivos locais e nacionais tem relação com o estabelecimento de um sistema de *tiering* efetivo (CARTER *et al.*, 2015; VICTOR; AGAMUTHU, 2014), possuindo relação, também, com a identificação de impactos cumulativos (FOLKESON; ANTONSON; HELLDIN, 2013; WHITE; NOBLE, 2013). De fato, há na literatura o entendimento de que não são os planejadores regionais, mas sim os tomadores de decisão de grandes setores (e.g., minério-metalúrgicos, energia, petroquímicos, etc.) quem decidem sobre a ocupação do território brasileiro (VAINER, 2007). Por meio de grandes projetos de desenvolvimento, modificam o ambiente regional e local, porém levando em conta apenas interesses globais (VAINER, 2007). Portanto, como consequência da fragmentação institucional, também há o enfraquecimento do planejamento regional no Brasil, relegando ao município toda responsabilidade. É bem verdade que a Escócia, como um todo, não possui planejamentos regionais – apenas nas regiões de quatro grandes cidades, sendo Glasgow uma delas. Porém, para fins dos casos estudados, o papel desempenhado pela SDPA foi importante para oferecer diretrizes que foram seguidas e referenciadas, inclusive, no nível de projetos.

A partir da falta de coordenação entre os regramentos e da falta de um nível regional, também se verifica que, no Brasil, não há pensamento estratégico em seus planos, no sentido definido pela literatura (CHERP; WATT; VINICHENKO, 2007). Com exceção do PD, não há outro instrumento que seja capaz de apreender as diversas diretrizes oferecidas, pelos diversos regramentos dispersos, e transformá-los em uma visão de longo prazo, adaptada à realidade regional e local. O que se tem são regramentos gerais e setorizados sobre como ocupar o solo. Em comparação com o contexto escocês, este tem sido capaz de pensar sua ocupação estrategicamente nas três escalas: por meio do NPF, em âmbito nacional; do SDP, em âmbito regional/provincial; e do LDP em âmbito local (ESCÓCIA, 2008). Um esforço neste sentido,

de pensar estrategicamente sobre o espaço, foi o estabelecimento do Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE), definido como “(...) instrumento de organização do território a ser obrigatoriamente seguido na implantação de planos, obras e atividades públicas e privadas (...)” (BRASIL, 2002). Porém, com exceção de estados ainda considerados não-desenvolvidos (COSTA, 2005), o ZEE não foi capaz de catalisar a ocupação territorial planejada em nível regional.

Portanto, o panorama que se tem no Brasil é o de um sistema de instituições pouco coordenado, sem um nível administrativo regional de planejamento – apesar de, diferentemente da Escócia, possuir representantes eleitos nesse nível – e que não planeja estrategicamente sobre o uso e ocupação do solo. Em Ribeirão Preto, um reflexo dessa falta de coordenação institucional é o PD não se comunicar com o Plano de Bacia – apenas eventualmente –, não contribuindo para a delimitação do escopo em projetos. É importante ressaltar que o projeto estudado em Ribeirão Preto se localizava em uma zona de recarga do aquífero Guarani, e o TR nem sequer fez menção ao Plano de Bacia. Em realidade, há na literatura considerações sobre os benefícios em se encadear o PD e o Plano de Bacia, tanto para a gestão do rio quanto para a do município (PERES; SILVA, 2013; PIZELLA, 2015). Porém, o que se observa é que quando há a possibilidade de se coordenar, regionalmente, diversas prefeituras para se planejar estrategicamente o uso de algum recurso natural – recursos hídricos, neste caso, com implicações para o uso da terra – não se usa a oportunidade.

Há outros problemas institucionais envolvidos: não há estabelecido um sistema de acompanhamento de implementação das estratégias; a renovação do PD pode acontecer a cada dez anos (BRASIL, 2001) – no caso de Ribeirão Preto demorou mais de vinte anos –; e a falta de participação e transparência no processo de tomada de decisão e acesso às informações. Este último aspecto rendeu a Ribeirão Preto a inconstitucionalidade de seu plano, já que não houve consulta pública sobre o PD. Como apontado na seção 5.1, a participação em todos os níveis é relevante para o estabelecimento de um *tiering* efetivo, já que reduz os conflitos no momento em que os projetos começam a ser propostos (ATLIN; GIBSON, 2017; IVES *et al.*, 2015; SHEELANERE; NOBLE; PATRICK, 2013). De fato, ER1 e ER2 externaram a necessidade de existir mais participação e diálogos com a sociedade. Neste aspecto, Ribeirão Preto poderia se apropriar do modelo de Glasgow: ampla divulgação em ambiente virtual, todos os documentos disponíveis, divulgação de esquemas de renovação dos seus planos para conhecimento do público (ESCÓCIA, 2005, 2006). Porém, todas essas medidas são legalmente definidas pela

legislação escocesa. Talvez um regramento similar seja necessário para que essas medidas ocorram no Brasil.

5.3.2 *Nível operacional*

Em relação ao nível operacional de avaliação de impactos, chama a atenção a percepção acerca de “planejamento” e “meio-ambiente” em Glasgow e Ribeirão Preto. Na cidade escocesa, quem lida com o processo de EIA é o departamento DRS. O empreendedor se dirige a essa seção para iniciar o processo de licenciamento, de modo que a avaliação de impactos e as considerações urbanísticas são feitas conjuntamente. Em Ribeirão Preto, porém, há as diretrizes ambientais – focadas no aspecto urbanístico – e as considerações sobre a avaliação de impactos do TR. Como resultado dessa segmentação, o critério D (escopo) foi mal avaliado para o âmbito operacional, no caso brasileiro, visto que diretrizes ambientais e TR, apesar de documentos separados, possuíam aspectos que na literatura são reconhecidos como do processo de definição de escopo (POLIDO; RAMOS, 2015; THERIVEL, 2010). Além disso, no processo de definição de escopo, não houve consulta com os interessados e população em geral. Provavelmente deva existir consulta com as agências setoriais em diversos níveis, mas esse processo não ficou evidente. Por fim, mesmo o estudo em questão sendo localizado em uma área de recarga do aquífero Guarani, a falta de estabelecimento de programa de monitoramento foi um aspecto que chamou a atenção.

5.3.3 *Nível estratégico*

Em relação ao nível estratégico de avaliação de impactos, ficou evidente que a falta de um processo de avaliação de impactos de PPPs impede o devido planejamento sobre uso e ocupação do solo, até mesmo em âmbito municipal. Pelas entrevistas de ER1 e ER2, houve a consideração de que aspectos ambientais eram levados em conta no momento de formulação das políticas. Porém, o quão profundas eram, se o enquadramento (escopo) era adequado, ou até se permitiam a avaliação dos impactos das políticas, não ficou claro. A falta de uma base de dados bem estabelecida, com o amplo mapeamento das atividades desenvolvidas e das feições naturais, pode ter relação com este aspecto. Como ER1 disse, o histórico de ocupação territorial estava na individualidade e na vivência dos técnicos, o que evidencia um processo não sistematizado de planejamento. É preciso pensar em moldes de avaliação que sejam

apreendidos pela realidade brasileira, talvez utilizando a AAE como referência (SÁNCHEZ, 2017).

Um processo similar à AAE, no caso do Brasil, poderia contribuir para uma série de fatores: avaliação dos impactos, consideração e encadeamento com outros PPPs que talvez tenham influência, proposta de monitoramento da estratégia, etc. Porém, é preciso primeiro avaliar o estado do arranjo institucional brasileiro. São aspectos que deveriam ser levados em consideração: o papel dos Estados no planejamento regional do uso e ocupação do solo, a falta de planejamento estratégico que seja capaz de encadear os planos setoriais, e a segmentação e fragmentação das instituições relevantes ao planejamento do território. Caso contrário, as AAEs, se institucionalizadas no Brasil, correm o risco de se tornarem um instrumento como o ZEE: reconhecido como uma ferramenta útil, mas que (ainda) não se adaptou à realidade do planejamento no país.

5.4 CONSIDERAÇÕES SOBRE O MODELO DE ANÁLISE

Apesar de uma revisão sistemática, com oitenta artigos científicos analisados, ter sido realizada para o levantamento de critérios, é necessário pontuar fragilidades do modelo de avaliação proposto.

O primeiro aspecto que merece atenção é o viés de seleção. Como apresentado na seção 4.1 (“revisão sistemática e criação de critérios”), por se basearem em uma lista de critérios pré-definida, encontram-se menos suscetíveis ao viés de seleção do que as revisões narrativas (HIGGINS; GREEN, 2011; UMAN, 2011). Porém, as bases de dados utilizadas também podem, de algum modo, influenciar no resultado final. No caso em questão, a única base de dados utilizada foi o *ScienceDirect*, dada a possibilidade de se buscar termos no corpo do texto – ao invés de apenas nas seções resumo, título e palavras-chave. Pela relação de revistas incluídas, o periódico *EIA Review* contribuiu com quarenta e sete artigos analisados, o que mostra um viés do corpo teórico utilizado no estabelecimento de critérios. Na grande área das revistas científicas, este periódico é um dos mais lidos e renomados. Mesmo assim, periódicos também muito utilizados – como o *Impact Assessment and Project Appraisal*, pertencente à *Taylor and Francis* –, não foram utilizados. Apesar de, a partir da metade da revisão, ter sido possível notar uma grande repetição de temas relacionados ao *tiering*, é preciso mais esforço amostral para diminuir o viés da base de dados. A relação com as revistas incluídas e o número de artigos com que cada uma contribuiu encontra-se no apêndice B.

Outro aspecto que pode ser considerado é sobre a codificação utilizada na análise de conteúdo para montar os grandes domínios (critérios propriamente ditos) e o subgrupo de assuntos relacionados. Durante o processo, foi possível notar que muitos domínios, apesar de claramente separados, possuíam assuntos inter-relacionados. Um exemplo é o critério B (*A estrutura institucional permite que o fluxo de informações ocorra?*), que possui muita conexão com o critério F (*As informações são úteis ao planejamento?*), especialmente em relação à atualização da base de dados. Falar de base de dados inclusiva (subcritério F1) pode ter relação com instituições que possibilitem a troca e compartilhamento de informações (subcritério B1). No futuro, talvez, seja possível realizar um tratamento estatístico para evidenciar possíveis duplicações de resultados. O problema, neste caso, é que os resultados e a mensuração são de cunho qualitativo, não sendo possível a medição direta de quais resultados estão sendo contabilizados mais de uma vez. Neste sentido, o próximo passo, além do aumento do escopo de periódicos utilizados, talvez seja a validação por meio de consultas *ad hoc* com especialistas no assunto. Não apenas os critérios devem ser escrutinizados, como a maneira de designação de avaliação (quadro 3) e sua agregação (quadro 4).

Além disso, durante o processo de análise dos dados, ficou evidente que mais entrevistas deveriam ter sido realizadas. A natureza dos critérios – em especial, os sistêmicos – demanda que informações sensíveis sejam investigadas a fundo. Apesar de as entrevistas terem contribuído para o resultado final, talvez, se mais delas fossem realizadas, fosse possível obter uma visão mais completa acerca dos processos institucionais atuando nos estudos de caso. Por exemplo, a percepção dos planejadores, essencial para desvendar a maneira como se pensa o planejamento, foi feita com base em apenas uma entrevista – via telefone – com uma planejadora da cidade. A falta de uma visita técnica *in loco* acabou restringindo os dados levantados. Não apenas a questão operacional, mas, em termos analíticos, é preciso utilizar métodos capazes de apreender dados sutis – de certo modo, subliminares – por detrás das falas dos entrevistados. Neste sentido, a análise de discurso, ou até um estudo etnográfico, pode desempenhar um grande papel.

5.4.1 Considerações sobre os critérios levantados

Durante a pesquisa, algumas especificidades referentes aos estudos de caso emergiram e, portanto, merecem ser discutidas. A presente seção analisa, critério a critério, as percepções encontradas a partir da aplicação realizada nos estudos de caso.

5.4.1.1 “O encadeamento de informações e decisões possui amparo legal?” (A)

O objetivo principal deste critério é averiguar em que medida o *tiering* possui uma maneira institucionalizada formalmente. Não apenas em termos de legislação nacional, mas, em se tratando dos casos estudados, também enfocando possíveis portarias internas das agências de planejamento, recomendações oficiais que busquem incrementar o compartilhamento de informações, ou qualquer outra diretriz que referencie o *tiering* normativamente. Portanto, este critério – assim como alguns outros – depende de um esforço para levantamento de dados *in loco*, buscando levantar informações que, apesar de oficiais, não estão disponíveis publicamente. O papel das entrevistas e da observação se mostram cruciais para este processo de inferência científica, o que tende a aumentar os custos relacionados à obtenção de dados.

5.4.1.2 “A estrutura institucional permite que o fluxo de informações ocorra?” (B)

Ao se propor a verificar o potencial que a estrutura institucional oferece para o compartilhamento de dados, assim como o critério anterior, este critério se mostra dependente de levantamento de informações *in loco* – e, portanto, também possui limitações quanto aos custos. Porém, outro aspecto que chama a atenção é a dificuldade em estabelecer bases de comparação entre dois contextos institucionais. Há indicações na literatura de certas formas de governança que sejam mais eficientes no estabelecimento de um sistema de *tiering* efetivo. Porém, não é possível definir, de modo prescritivo, o que seria uma estrutura institucional ideal a ser seguida. Por exemplo, é necessário que exista todos os níveis de planejamento (PPPs) para que um sistema de *tiering* efetivo seja estabelecido ou é possível que ocorra de outra forma? Afinal, contextos institucionais diferentes podem ser bem-sucedidos em estabelecer sistemas de *tiering* efetivos. Desse modo, é preciso que se estabeleça *proxies* capazes de, indiretamente, definir o que é efetivo e o que não é. Os indicadores, no momento, estão baseados na indicação da literatura presente e é preciso mais discussão sobre experiências específicas para evoluir na avaliação.

5.4.1.3 “A estrutura e conformação institucional é conhecida pelos planejadores?” (C)

O conhecimento dos planejadores acerca do contexto em que trabalham é um indicativo sobre a maneira que as informações são enquadradas, analisadas e compartilhadas da melhor maneira possível. Neste sentido, este critério possui relação com o seguinte (critério D), que se

atém às questões relativas à definição do escopo de planejamento. Como sugerido anteriormente, tratamentos estatísticos podem apontar nível de duplicidade entre os critérios que, apesar de possuírem perspectivas diferentes, podem indicar o mesmo resultado.

Além disso, assim como os critérios anteriores, a observação possui papel primordial para constatação das informações sobre o conhecimento dos planejadores. Por meio de entrevistas, não foi possível averiguar o nível de aderência entre o que foi dito e a realidade objetiva.

5.4.1.4 “O objeto de análise e avaliação está corretamente enquadrado?” (D)

Este critério, como todos os critérios processuais, depende da análise de materiais do planejamento (relatórios, documentos, decisões judiciais, etc). Portanto, obtenção de informações é direta e relacionada com a presença ou ausência da informação nos materiais. Além disso, há bastantes indicações na literatura sobre como o escopo deve ser delimitado (FISCHER, 2007; THERIVEL, 2010), de modo que controvérsias sobre este tópico são praticamente inexistentes. Portanto, a avaliação e obtenção de informações não possui complicações como os critérios sistêmicos.

Apesar de existir o entendimento de que o *tiering* está relacionado com os processos de *scoping* e *follow-up* (ARTS; TOMLINSON; VOOGD, 2011), nada garante que se tais processos forem efetivos – de acordo com o que a literatura define – o *tiering* também o será. Há propriedades emergentes, sistêmicas, que influenciam a maneira como a informação flui entre os níveis e, por isso, nem este critério, nem o critério H (sobre *follow-up*), por si mesmos, conseguem apreender a complexidade do *tiering*.

5.4.1.5 “Há recomendações para os níveis subsequentes?” (E)

Indicar recomendações a outros níveis é uma maneira direta de se demonstrar como o PPP em questão se correlaciona com outras estratégias (*tiering*) (ver, por exemplo, o pacote de revisão em Fischer, 2010). Portanto, não há maiores problemas para se buscar a informação necessária para a avaliação deste critério. Porém, também como o critério anterior, apenas as recomendações não garantem que exista um sistema mais compreensivo de compartilhamento de informações. Utilizando o conceito de *tiering* efetivo, não só recomendações, mas o processo avaliativo como um todo deve ser levado em conta.

5.4.1.6 “As informações são úteis ao planejamento?” (F)

Durante a revisão da literatura para a proposição dos critérios, um assunto surgido diversas vezes foi a presença de uma base de dados compreensiva, atualizada e eficaz na disponibilização das informações úteis a para cada nível de planejamento e escala. No entanto, inferir sobre a utilização é uma tarefa difícil, em termos de disponibilidade de dados e na aferição sobre o quão útil a informação foi. Cada processo de planejamento possui suas especificidades e pessoas diferentes realizando-os. A percepção do que é necessário e o quão útil a informação foi pode ser demasiadamente variável para se inferir, por meio de critérios, se houve contribuição ao sistema de *tiering*. Recomendações sobre as escalas que devem ser utilizadas em cada nível também são escassas, já que a relação é muito mais espacial que institucional. Ou seja, a escala possui menos relação com os níveis de políticas, planos e programas, do que com a extensão da área sendo planejada. Por exemplo, a escala a ser utilizada por um plano em determinado país de maior extensão pode ser a mesma para um programa de outro país de menor extensão. É preciso mais discussão, sobretudo sobre a contribuição deste critério para o sistema de *tiering*, a maneira como levantar os dados necessários para sua avaliação e as recomendações sobre a compatibilização e escala dos PPPs.

5.4.1.7 “Há consideração os impactos?” (G)

Sem avaliação de impactos, a sistematização da informação que deve ser compartilhada com outros níveis se torna comprometida. Apesar de não ter sido designado nenhum peso, a falta deste critério para o nível estratégico no caso de Ribeirão Preto comprometeu o sistema de compartilhamento de informações. Portanto, este critério é considerado central para a avaliação do *tiering*.

5.4.1.8 “A implementação é efetiva?” (H)

Assim como discutido no critério sobre o escopo (critério D), avaliar a efetividade do *follow-up*, por si só, não garante que o sistema de *tiering* também seja efetivo. Porém, avaliar a maneira como a implementação do PPP tem sido realizada, seu acompanhamento e os obstáculos encontrados permitem que correções sejam realizadas – talvez por meio de mecanismos de gestão adaptativa – e passadas a outros níveis para apreciação. A informação para avaliação deste critério, portanto, é dependente dos relatórios de monitoramento e avaliação. Em termos de conteúdo, há referências na literatura que embasam essa discussão

sobre implementação (CHERP; PARTIDÁRIO; ARTS, 2011). Porém, devido às especificidades de cada caso, há incertezas relacionadas à eficácia do monitoramento e avaliação do PPP. Não existe recomendação sobre a frequência de relatórios necessários, nem seria produtivo fazê-lo, já que para certos PPPs, em determinados contextos, a pouca frequência não necessariamente indica pouca eficácia. A complementação das informações presentes nos relatórios com observação e entrevistas poderia suprir essa falta. Mesmo assim, definir condições ideais, neste caso, depende de percepções subjetivas sobre necessidade, o que aumenta as incertezas.

5.4.1.9 “As decisões tomadas são ambientalmente legítimas?” (I)

Avaliar o quanto as considerações e valores dos *stakeholders* estão sendo levados em conta no planejamento é uma tarefa tanto sistêmica quanto procedimental: sistêmico porque a participação da sociedade é contínua durante o processo e é preciso identificar canais de comunicação perenes; e procedimentais porque há momentos em que o que é apontado pelos *stakeholders* deve ser sistematizado e documentado (e.g., definição do escopo e revisão do PPP). Notícias de jornais podem servir de indicativos sobre o quanto a participação tem sido entendida pelas autoridades. No caso de Ribeirão Preto, por exemplo, os embates jurídicos entre a sociedade e o poder público na revisão do Plano Diretor foram amplamente cobertos pelos jornais locais. No entanto, é necessário definir quais *proxies* são, de fato, indicativos de participação da sociedade. Afinal, dependendo do método utilizado, definir em que medida os PPPs estão incluindo os valores da sociedade pode se tornar uma tarefa demasiado subjetiva.

Apesar das limitações, os critérios utilizados têm embasamento técnico e teórico e permitem uma análise de *tiering*. A lista serviu como um guia de análise dos contextos de estudo utilizados aqui (i.e., Glasgow e Ribeirão Preto), contribuindo para nortear o processo. Em suma, mesmo com limitações, este estudo considera a utilização da lista de critérios, em conjunto com seu método de avaliação, útil para guiar o estudo dos sistemas de *tiering* e oferecer uma visão geral sobre o contexto em consideração. É preciso, porém, mais esforços em relação a seu aperfeiçoamento e comprovação prática.

6 CONCLUSÃO

Este trabalho se propôs a identificar as variáveis relevantes ao estabelecimento de um sistema de *tiering* efetivo. Após a realização de uma revisão sistemática da literatura, nove fatores principais foram apontados. São eles: a) a previsão formal – leis e regulamentações – de *tiering* efetivo entre os níveis; b) os meios de compartilhamento de informações oferecidos pela estrutura institucional; c) a competência e conhecimento dos planejadores envolvidos no processo; d) a definição do escopo do planejamento e AI, tanto o objeto como seu enquadramento; e) a conexão explícita entre os níveis por meio de recomendações nos relatórios; f) a utilização de informações relevantes ao planejamento em níveis específicos; g) a consideração de impactos cumulativos; h) o acompanhamento (*follow-up*) da implementação da estratégia; e i) legitimidade das decisões tomadas por meio de participação. Além destes, outros quinze subcritérios foram levantados e sistematizados na forma de uma lista de verificação, capaz de permitir a avaliação de sistemas de *tiering*. Porém, é preciso que se aumente o rol de revistas incluídas, para verificar se novas informações devem ser incluídas.

A partir da revisão, a criação de lista de critérios para análise de *tiering* permitiu que duas cidades, de contextos institucionais distintos (Ribeirão Preto e Glasgow) fossem analisadas – em um primeiro momento separadas e, posteriormente, comparativamente – enfocando o caso brasileiro. Neste sentido, a lista se mostrou suficiente para permitir análise abrangente e aprofundada sobre os contextos estudados. Tal lista pode ser utilizada para estudo do *tiering* em outros contextos institucionais, e também em outros setores. Além disso, o modelo de análise, com critérios e sistema de mensuração, muito mais do que servir para classificar os casos estudados, serviu de guia dirigido para investigação dos contextos estudados. Tratamentos estatísticos para identificar sobreposições entre os critérios podem contribuir para o aprimoramento da lista proposta.

A análise mostrou que ambos os contextos possuem falhas – de acordo com a literatura – mas que o contexto institucional brasileiro é um grande empecilho para a coordenação horizontal e vertical entre os PPPs. Por exemplo, é possível apontar os seguintes problemas, no caso brasileiro: a fragmentação e segmentação das instituições responsáveis pelo planejamento territorial; falta de um nível de planejamento regional; e falta de planejamento estratégico capaz de coordenar os diversos regramentos e aplica-los, estrategicamente, em contexto de interesse. Em contrapartida, Glasgow possui um sistema hierarquicamente encadeado, com as três escalas de planejamento (nacional, regional e local) apontando caminhos a serem seguidos pelos níveis

subsequentes. Além disso, a presença de planos estratégicos de desenvolvimento, com visão e estratégias bem delimitadas, permite a existência de um planejamento compreensivo, capaz de coordenar todos os setores rumo a um objetivo comum. O Brasil poderia se beneficiar da criação de planos similares.

Em relação aos aspectos procedimentais de nível operacional, Glasgow possuiu um desempenho sólido, porém com falhas em relação ao monitoramento e à inclusão dos valores sociais na decisão (participação). Ribeirão Preto também possui os mesmos problemas, somado a outros dois: a má delimitação do escopo e a falta de consideração de impactos cumulativos. Sabendo que o caso brasileiro estudado se encontra em uma zona de fragilidade (área de recarga do aquífero Guarani), tais considerações são de suma importância. Portanto, estabelecer uma base de dados capaz de avaliar, pelo menos em âmbito local, os impactos dos diversos empreendimentos na região, seria de grande utilidade para o município.

Em termos de aspectos procedimentais para o nível estratégico, pela análise, Glasgow mostrou-se bastante consistente, apesar de possuir problemas quanto a delimitação do escopo dos seus planos e a participação durante seus processos. Em contrapartida, Ribeirão Preto não evidenciou levar em consideração, de modo sistemático, as considerações ambientais, especialmente a avaliação dos impactos. Além disso, como apontado para o nível operacional, não possui base de dados bem estabelecida, não possui processos de monitoramento dos impactos e implementação do PPP, e faz pouco uso da participação pública e transparência. Em caráter de urgência, Ribeirão Preto deve buscar estabelecer sua base de dados e programas de monitoramento, para que as considerações ambientais nos PPPs possuam mais respaldo do que a experiência individual do corpo técnico. Além disso, recomenda-se a utilização do plano de bacia como norteador de decisões quanto ao uso do solo, mesmo que o plano em si seja focado em recursos hídricos. Isso porque o comitê é um dos poucos espaços de debate horizontal entre prefeituras e pode contribuir para ordenamentos territoriais mais sólidos.

Também ficou evidente que sem a participação da sociedade, o planejamento fica comprometido. O atraso na atualização do plano diretor – vinte e três anos – e sua consequente inconstitucionalidade travam todo e qualquer esforço em busca de um planejamento eficaz e compreensivo. Glasgow e Ribeirão Preto se beneficiariam de uma abordagem mais participativa.

Por fim, tendo em vista a falta de processos de avaliação de impactos para PPPs, apesar de potenciais benefícios, a implementação de um sistema de AAE precisa levar em

consideração sua conformação institucional, para que o instrumento não seja apenas acessório. Estruturas institucionais, maneiras de compartilhamento de informação e ordenamento territorial estratégico são tão importantes quanto o estabelecimento de um instrumento. Afinal, o instrumento refletirá o contexto em que é aplicado.

REFERÊNCIAS³⁰

- ADGER, W. N.; JORDAN, A. Sustainability: exploring the processes and outcomes of governance. In: ADGER, W. N.; JORDAN, A. (Org.). *Governing Sustainability*. 1. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2009. p. 3–31.
- AMPARO, P. P. Os desafios a uma política nacional de desenvolvimento regional no Brasil. *Interações (Campo Grande)*, v. 15, n. 1, p. 175–192, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S1518-70122014000100016>>.
- ANDERSON, Z. R. *et al.* Green growth rhetoric versus reality: insights from Indonesia. *Global Environmental Change*, v. 38, p. 30–40, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.02.008>>.
- ANNANDALE, D. *et al.* The potential role of strategic environmental assessment in the activities of multi-lateral development banks. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 21, n. 5, p. 407–429, 2001. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(01\)00080-4](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(01)00080-4)>.
- ARTS, J.; TOMLINSON, P.; VOOGD, H. Planning in tiers? Tiering as a way of linking SEA and EIA. In: SADLER, B. *et al.* (Org.). *Handbook of strategic environmental assessment*. 1. ed. Londres: Earthscan, 2011. p. 415–433.
- ATLIN, C.; GIBSON, R. Lasting regional gains from non-renewable resource extraction: The role of sustainability-based cumulative effects assessment and regional planning for mining development in Canada. *The Extractive Industries and Society*, v. 4, n. 1, p. 36–52, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.exis.2017.01.005>>.
- BAGSTAD, K. J. *et al.* A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services*, v. 5, p. 27–39, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004>>.
- BARKER, A.; FISCHER, T. B. English regionalization and sustainability: Towards the development of an integrated approach to strategic environmental assessment. *European Planning Studies*, v. 11, n. 6, p. 697–716, 2003. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/0965431032000108396>>.
- BELL, S.; MORSE, S. *Sustainability indicators: measuring the immeasurable?* 1. ed. Londres: Earthscan, 2008.
- BETSILL, M. M.; BULKELEY, H. Cities and the multilevel governance of global climate change. *Global Governance*, v. 12, n. 2, p. 141–159, 2006. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/27800607>>.
- BIDSTRUP, M.; HANSEN, A. M. The paradox of strategic environmental assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 47, p. 29–35, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.03.005>>.
- BIDSTRUP, M.; KØRNØV, L.; PARTIDÁRIO, M. R. Cumulative effects in strategic environmental assessment: The influence of plan boundaries. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 57, p. 151–158, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2015.12.003>>.
- BINA, O. A critical review of the dominant lines of argumentation on the need for strategic

³⁰ De acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6023 (2002)

environmental assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 27, n. 7, p. 585–606, 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2007.05.003>>.

BINA, O. *et al.* An inquiry into the concept of SEA effectiveness: Towards criteria for Chinese practice. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 31, n. 6, p. 572–581, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2011.01.004>>.

BRAGAGNOLO, C.; GENELETTI, D.; FISCHER, T. B. Cumulative effects in SEA of spatial plans – evidence from Italy and England. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v. 30, n. 2, p. 100–110, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/14615517.2012.677522>>.

BRASIL. Constituição Federal. , 1988, p. 1–123. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm>.

BRASIL. Decreto nº 4.297, de 10 de julho de 2002. Regulamenta o Zoneamento Ecológico Econômico. , 2002. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4297.htm>.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. , 2012, p. 1–32. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651compilado.htm>.

BRASIL. Lei nº 10.257, de 10 de julho de 2001. Estatuto da Cidade. , 2001. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/LEIS_2001/L10257.htm>.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de Agosto de 1981. Política Nacional do Meio Ambiente. , 1981, p. 3901–3902. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L6938.htm>.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 De janeiro De 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos. , 1997. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm>.

BROMBAL, D. *et al.* Soil environmental management systems for contaminated sites in China and the EU. Common challenges and perspectives for lesson drawing. *Land Use Policy*, v. 48, n. Supplement C, p. 286–298, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.015>>.

BURSZTYN, M.; BURSZTYN, M. A. *Fundamentos de política e gestão ambiental: os caminhos do desenvolvimento sustentável*. 1. ed. Rio de Janeiro: Garamond, 2012.

CAMPOS, C. J. G. Método de análise de conteúdo: ferramenta para a análise de dados qualitativos no campo da saúde. *Revista Brasileira de Enfermagem*, v. 57, n. 5, p. 611–614, 2004. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71672004000500019>>.

CAREGNATO, R. C. A.; MUTTI, R. Pesquisa qualitativa: análise de discurso versus análise de conteúdo. *Texto & Contexto - Enfermagem*, v. 15, n. 4, p. 679–684, 2006. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0104-07072006000400017>>.

CARTER, J. G. *et al.* Climate change and the city: Building capacity for urban adaptation. *Progress in Planning*, v. 95, p. 1–66, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.progress.2013.08.001>>.

CARTER, J. G.; WHITE, I.; RICHARDS, J. Sustainability appraisal and flood risk management. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 29, n. 1, p. 7–14, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2008.06.003>>.

CBH-PARDO. *Plano de Bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Pardo (UGRHI-4)*. . [S.l: s.n.], 2008.

- CETESB. Decisão de Diretoria nº 153/2014/I, de 28 de maio de 2014. , 2014. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-153-2014.pdf>>.
- CHERP, A.; PARTIDÁRIO, M. R.; ARTS, J. From formulation to implementation: Strengthening SEA through follow-up. In: SADLER, B. *et al.* (Org.). *Handbook of strategic environmental assessment*. 1. ed. Londres: Earthscan, 2011. p. 515–534.
- CHERP, A.; WATT, A.; VINICHENKO, V. SEA and strategy formation theories: From three Ps to five Ps. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 27, n. 7, p. 624–644, 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2007.05.008>>.
- CONAMA. Resolução CONAMA nº 01, de 23 de janeiro de 1986. , 1986. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>>.
- CONAMA. Resolução CONAMA nº 237, de 19 de dezembro de 1997. , 1997. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html>>.
- CONSEMA. Processo SMA 6.501/2014. , 2014.
- COSTA, W. M. DA. Ordenamento territorial e Amazônia: vinte anos de experiências de zoneamento ecológico e econômico. *Universidade e Meio Ambiente*, p. 1–28, 2005. Disponível em: <<http://www.reumam.net/index.php/revista/article/view/1/11>>.
- COSTANZA, R. *et al.* (Org.). *Institutions, ecosystems, and sustainability*. 1. ed. Boca Ratón: CRC Press, 2000.
- CULLINGWORTH, B. *et al.* *Town and Country Planning in the UK*. 15. ed. Abingdon, Oxon: Routledge, 2015.
- CUMMING, G. S.; CUMMING, D. H. M.; REDMAN, C. L. Scale mismatches in social-ecological systems: Causes, consequences, and solutions. *Ecology and Society*, v. 11, n. 1, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.5751/ES-01569-110114>>.
- CYMBALISTA, R. A Trajetória Recente do Planejamento Territorial no Brasil: apostas e pontos a observar. *Revista Paranaense De Desenvolvimento*, n. 111, p. 29–45, 2006. Disponível em: <<http://www.ipardes.pr.gov.br/ojs/index.php/revistaparanaense/article/view/60/63>>.
- DALAL-CLAYTON, B.; SADLER, B. *Strategic environmental assessment: a sourcebook and reference guide to international experience*. 1. ed. Londres: Earthscan, 2005. v. 28.
- DE MONTIS, A. Strategic environmental assessment of energy planning tools: A study of Italian regions and provinces. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 46, p. 32–42, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.01.006>>.
- DESMOND, M. Identification and development of waste management alternatives for Strategic Environmental Assessment (SEA). *Environmental Impact Assessment Review*, v. 29, n. 1, p. 51–59, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2008.05.003>>.
- DOVERS, S. R. Sustainability in context: an australian perspective. *Environmental Management*, v. 14, n. 3, p. 297–305, 1990. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/BF02394197>>.
- DUARTE, R. Pesquisa qualitativa: reflexões sobre o trabalho de campo. *Cadernos de Pesquisa*, n. 115, p. 139–154, 2002. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-15742002000100005>>.

ERLEWEIN, A. Disappearing rivers - The limits of environmental assessment for hydropower in India. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 43, p. 135–143, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2013.07.002>>.

ESCÓCIA. *A guide to the planning system in Scotland*. . Edinburgo: [s.n.], 2009a.

ESCÓCIA. Environmental Assessment (Scotland) Act 2005. , 2005, p. 1–23. Disponível em: <<https://www.legislation.gov.uk/asp/2005/15/contents>>.

ESCÓCIA. *PAN 1/2010: Strategic environmental assessment of development plans*. . Edinburgo: [s.n.], 2010. Disponível em: <<http://www.gov.scot/Publications/2010/03/18102824/0>>.

ESCÓCIA. *Planning circular 1/2017: The Town and Country Planning (Environmental Impact Assessment) Regulations 2017*. . Edinburgo: [s.n.], 2017. Disponível em: <<http://www.gov.scot/Publications/2017/05/6292>>.

ESCÓCIA. *Planning circular 10/2009: planning enforcement*. . Edinburgo: [s.n.], 2009b. Disponível em: <<http://www.gov.scot/Publications/2009/09/16092848/0>>.

ESCÓCIA. *Planning circular 3/2008: strategic development plan*. . Edinburgo: [s.n.], 2008. Disponível em: <<http://www.gov.scot/Publications/2008/11/25145654/0>>.

ESCÓCIA. *Planning circular 3/2013: development management procedures*. . Edinburgo: [s.n.], 2013a. Disponível em: <<http://www.gov.scot/Publications/2013/12/9882>>.

ESCÓCIA. *Planning circular 5/2009: hierarchy of developments*. . Edinburgo: [s.n.], 2009c. Disponível em: <<http://www.gov.scot/Publications/2009/07/03153122/0>>.

ESCÓCIA. *Planning circular 5/2013: schemes of delegation and local reviews*. . Edinburgo: [s.n.], 2013b. Disponível em: <<http://www.gov.scot/Publications/2013/12/8902>>.

ESCÓCIA. *Planning circular 6/2013: development planning*. . [S.l: s.n.], 2013c. Disponível em: <<http://www.gov.scot/Publications/2013/12/9924/0>>.

ESCÓCIA. Planning etc. (Scotland) Act 2006. , 2006, p. 1–95. Disponível em: <<https://www.legislation.gov.uk/asp/2006/17/contents>>.

ESCÓCIA. *Scottish Planning Policy*. . Edinburgo: [s.n.], 2014. Disponível em: <<http://www.gov.scot/Publications/2014/06/5823>>.

EWERT, F. *et al.* A methodology for enhanced flexibility of integrated assessment in agriculture. *Environmental Science and Policy*, v. 12, n. 5, p. 546–561, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2009.02.005>>.

FIDLER, C.; NOBLE, B. F. Advancing strategic environmental assessment in the offshore oil and gas sector: Lessons from Norway, Canada, and the United Kingdom. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 34, p. 12–21, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2011.11.004>>.

FISCHER, T. B. Conference report: “Conclusions stream C - linkages between SEA and other assessment or planning tools”. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, v. 8, n. 4, p. 495–504, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1142/S1464333206002608>>.

FISCHER, T. B. *et al.* Learning through EC directive based SEA in spatial planning? Evidence from the Brunswick Region in Germany. *Environmental Impact Assessment Review*,

v. 29, n. 6, p. 421–428, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2009.03.001>>.

FISCHER, T. B. Rationality and SEA: Effective tiering – useful concept or useless chimera? 2005, Haia: [s.n.], 2005. p. 17.

FISCHER, T. B. Reviewing the quality of strategic environmental assessment reports for English spatial plan core strategies. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 30, n. 1, p. 62–69, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2009.04.002>>.

FISCHER, T. B. Strategic environmental assessment in post-modern times. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 23, n. 2, p. 155–170, mar. 2003. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(02\)00094-X](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(02)00094-X)>. Acesso em: 4 mar. 2016.

FISCHER, T. B. *Strategic environmental assessment in transport and land use planning*. Londres: Earthscan, 2002.

FISCHER, T. B. *The theory and practice of strategic environmental assessment: towards a more systematic approach*. 1. ed. Londres: Earthscan, 2007.

FISCHER, T. B.; WOOD, C.; JONES, C. Policy, plan, and programme environmental assessment in England, the Netherlands, and Germany: practice and prospects. *Environment and Planning B: Planning and Design*, v. 29, n. 2, p. 159–172, 2002. Disponível em: <<https://doi.org/10.1068/b2787>>.

FOES. *Scotland's planning system: a community guide*. . [S.l.: s.n.], 2008.

FOLKESON, L.; ANTONSON, H.; HELLDIN, J. O. Planners' views on cumulative effects. A focus-group study concerning transport infrastructure planning in Sweden. *Land Use Policy*, v. 30, n. 1, p. 243–253, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.03.025>>.

FRANCESCH-HUIDOBRO, M. *et al.* Governance challenges of flood-prone delta cities: Integrating flood risk management and climate change in spatial planning. *Progress in Planning*, v. 114, n. Supplement C, p. 1–27, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.progress.2015.11.001>>.

GACHECHILADZE-BOZHESKU, M.; FISCHER, T. B. Benefits of and barriers to SEA follow-up — Theory and practice. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 34, p. 22–30, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2011.11.006>>.

GACHECHILADZE, M.; NOBLE, B. F.; BITTER, B. W. Following-up in strategic environmental assessment: a case study of 20-year forest management planning in Saskatchewan, Canada. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v. 27, n. 1, p. 45–56, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.3152/146155109X430362>>.

GAO, J.; KØRNØV, L.; CHRISTENSEN, P. Do indicators influence communication in SEA? - Experience from the Chinese practice. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 43, p. 121–128, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2013.06.004>>.

GEISSELE, G.; KÖPPEL, J.; GUNTHER, P. Wind energy and environmental assessments - A hard look at two forerunners' approaches: Germany and the United States. *Renewable Energy*, v. 51, p. 71–78, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.renene.2012.08.083>>.

GIBSON, R. B. *Specification of sustainability-based environmental assessment decision criteria and implications for determining "significance" in environmental assessment*. . [S.l.: s.n.], 2001.

GONZÁLEZ, A. *et al.* Advancing practice relating to SEA alternatives. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 53, p. 52–63, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2015.04.003>>.

GONZÁLEZ, A. *et al.* Applying geographic information systems to support strategic environmental assessment: Opportunities and limitations in the context of Irish land-use plans. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 31, n. 3, p. 368–381, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2010.12.001>>.

GONZÁLEZ, A. *et al.* Evaluating Ireland's IBIA as an approach to improving the quality and effectiveness of biodiversity impact assessment. *Journal of Environmental Management*, v. 131, p. 150–160, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.09.023>>.

GOUDA, A. A.; MASOUMI, H. E. Sustainable transportation according to certification systems: A viability analysis based on neighborhood size and context relevance. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 63, n. Supplement C, p. 147–159, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.10.005>>.

GROS, G. R. O. FOR S. *Scotland's Census 2001 - Key Statistics for Council areas and Health Board areas Scotland*. . Edinburgo: [s.n.], 2003.

GUNN, J.; NOBLE, B. F. Conceptual and methodological challenges to integrating SEA and cumulative effects assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 31, n. 2, p. 154–160, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2009.12.003>>.

HANUSCH, M.; GLASSON, J. Much ado about SEA/SA monitoring: The performance of English Regional Spatial Strategies, and some German comparisons. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 28, n. 8, p. 601–617, 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2007.12.001>>.

HELBRON, H. *et al.* Indicators for strategic environmental assessment in regional land use planning to assess conflicts with adaptation to global climate change. *Ecological Indicators*, v. 11, n. 1, p. 90–95, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.06.016>>.

HIGGINS, J. P. T.; GREEN, S. (Org.). *Cochrane Handbook for Systematic Reviews of Interventions Version 5.1.0 [updated March 2011]*. [S.l: s.n.], 2011.

HILDÉN, M.; FURMAN, E.; KALJONEN, M. Views on planning and expectations of SEA: the case of transport planning. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 24, n. 5, p. 519–536, 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2004.01.003>>.

HULL, A. Policy integration: What will it take to achieve more sustainable transport solutions in cities? *Transport Policy*, v. 15, n. 2, p. 94–103, 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2007.10.004>>.

IBGE, “INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA”. *Sinopse do Censo Demográfico 2010* [<https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/>]. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.

IRVINE, K. *et al.* Educating for action: Aligning skills with policies for sustainable development in the Danube river basin. *Science of the Total Environment*, v. 543, p. 765–777, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.072>>.

IS, “IMPROVEMENT SERVICE”. *The planning system in Scotland: an introduction for elected members*. . [S.l: s.n.], 2017.

IVES, C. D. *et al.* Using social data in strategic environmental assessment to conserve

biodiversity. *Land Use Policy*, v. 47, n. Supplement C, p. 332–341, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.04.002>>.

JOÃO, E. A research agenda for data and scale issues in strategic environmental assessment (SEA). *Environmental Impact Assessment Review*, v. 27, n. 5, p. 479–491, 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2007.02.009>>.

JOÃO, E. Key principles of SEA. In: SCHMIDT, M.; JOÃO, E.; ALBRECHT, E. (Org.). . *Implementing strategic environmental assessment*. 2. ed. Heilderberg: Springer Berlin Heidelberg, 2005. p. 3–14.

JONES, C. *et al.* (Org.). *Strategic environmental assessment and land use planning - an international evaluation*. 1. ed. Londres: Earthscan, 2005.

KLEIN, T. M.; DROBNIK, T.; GRÊT-REGAMEY, A. Shedding light on the usability of ecosystem services-based decision support systems: an eye-tracking study linked to the cognitive probing approach. *Ecosystem Services*, v. 19, p. 65–86, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.04.002>>.

KØRNØV, L.; THISSEN, W. A. H. Rationality in decision- and policy-making: implications for strategic environmental assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v. 18, n. 3, p. 191–200, 2000. Disponível em: <<https://doi.org/10.3152/147154600781767402>>.

KØRNØV, L.; WEJS, A. SEA screening of voluntary climate change plans: A story of non-compliant discretion. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 41, p. 64–69, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2013.01.006>>.

LARSSON, S.; EMMELIN, L.; VINDELSTAM, S. Multi-level environmental governance: the case of wind power development in sweden. *Societal Studies*, v. 6, n. 2, p. 291–312, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.13165/SMS-14-6-2-04>>.

LEMOS, C. C.; FISCHER, T. B.; SOUZA, M. P. Strategic environmental assessment in tourism planning - Extent of application and quality of documentation. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 35, p. 1–10, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2011.11.007>>.

LIU, T.; YAU, Y. Institutional inadequacies and successful contentions: A case study of the LULU siting process in Hong Kong. *Habitat International*, v. 44, p. 22–30, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.habitatint.2014.05.002>>.

LUNDBERG, K. *et al.* SEA monitoring in Swedish regional transport infrastructure plans - Improvement opportunities identified in practical experience. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 30, n. 6, p. 400–406, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2009.12.002>>.

MARSDEN, S. Assessment of transboundary environmental effects in the Pearl River Delta Region: Is there a role for strategic environmental assessment? *Environmental Impact Assessment Review*, v. 31, n. 6, p. 593–601, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2010.03.010>>.

MCGIMPSEY, P.; MORGAN, R. K. The application of strategic environmental assessment in a non-mandatory context: Regional transport planning in New Zealand. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 43, p. 56–64, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2013.05.007>>.

MCLAUCHLAN, A.; JOÃO, E. The inherent tensions arising from attempting to carry out

strategic environmental assessments on all policies, plans and programmes. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 36, p. 23–33, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2012.03.002>>.

MORRISON-SAUNDERS, A. *et al.* Towards sustainability assessment follow-up. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 45, p. 38–45, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2013.12.001>>.

MORRISON-SAUNDERS, A.; FISCHER, T. B. What is wrong with EIA and SEA anyway? A sceptic's perspective on sustainability assessment. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, v. 8, n. 1, p. 19–39, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1142/S1464333206002372>>.

NILSSON, M.; DALKMANN, H. Decision making and strategic environmental assessment. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, v. 3, n. 3, p. 305–327, 2001. Disponível em: <<https://doi.org/10.1142/S1464333201000728>>.

NITZ, T.; BROWN, A. L. SEA must learn how policy making works. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, v. 3, n. 3, p. 329–342, 2001. Disponível em: <<https://doi.org/10.1142/S146433320100073X>>.

NOBLE, B. F. Promise and dismay: The state of strategic environmental assessment systems and practices in Canada. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 29, n. 1, p. 66–75, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2008.05.004>>.

NOBLE, B.; NWANEKEZIE, K. Conceptualizing strategic environmental assessment: Principles, approaches and research directions. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 62, n. Supplement C, p. 165–173, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.03.005>>.

NOOTEBOOM, S. Environmental assessments of strategic decisions and project decisions: interactions and benefits. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v. 18, n. 2, p. 151–160, 2000. Disponível em: <<https://doi.org/10.3152/147154600781767510>>.

ODPM, (OFFICE OF DEPUTY PRIME MINISTER). *A practical guide to the strategic environmental assessment directive*. . [S.l: s.n.], 2005.

OLAGUNJU, A.; GUNN, J. A. E. Integration of environmental assessment with planning and policy-making on a regional scale: a literature review. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 61, p. 68–77, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2016.07.005>>.

OLIVEIRA, I. D. DE; MONTAÑO, M.; SOUZA, M. P. DE. *Avaliação Ambiental Estratégica*. 1. ed. São Carlos: Suprema, 2009.

OLSEN, S. B.; MCCANN, J. H.; FUGATE, G. The State of Rhode Island's pioneering marine spatial plan. *Marine Policy*, v. 45, n. October 2010, p. 26–38, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2013.11.003>>.

OSTROM, E. *Governing the Commons: the Evolution of Institutions for Collective Action*. Nova York: Cambridge University Press, 1990.

OSTROVSKAYA, E. *et al.* Capacity for sustainable management of wetlands: Lessons from the WETwin project. *Environmental Science and Policy*, v. 34, p. 128–137, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.08.006>>.

PÁDUA, E. M. M. DE. Análise de conteúdo, análise de discurso: questões teórico-

metodológicas. *Revista de Educação PUC-Campinas*, v. 13, p. 21–30, 2002. Disponível em: <<http://periodicos.puc-campinas.edu.br/seer/index.php/reeducacao/article/view/316>>.

PAPATHANASIOU, J.; KENWARD, R. Design of a data-driven environmental decision support system and testing of stakeholder data-collection. *Environmental Modelling and Software*, v. 55, p. 92–106, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.01.025>>.

PARTIDARIO, M. R. Course manual - strategic environmental assessment: current practices, future demands and capacity-building needs. 2003, Lisboa: [s.n.], 2003. p. 71. Disponível em: <<http://www.iaia.org/publicdocuments/EIA/SEA/SEAMManual.pdf>>.

PARTIDARIO, M. R. Scales and associated data - what is enough for SEA needs? *Environmental Impact Assessment Review*, v. 27, n. 5, p. 460–478, 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2007.02.004>>.

PARTIDARIO, M. R.; ARTS, J. Exploring the concept of strategic environmental assessment follow-up. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v. 23, n. 3, p. 246–257, 2005. Disponível em: <<https://doi.org/10.3152/147154605781765481>>.

PERDICOÚLIS, A.; BATISTA, L.; PINHO, P. Logical chains in territorial impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 57, p. 46–52, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2015.11.006>>.

PERES, R. B.; SILVA, R. S. DA. Análise das relações entre o plano de bacia hidrográfica tietê-jacaré e os planos diretores municipais de Araraquara, Bauru e São carlos, sp: avanços e desafios visando a integração de instrumentos de gestão. *Sociedade e Natureza*, v. 25, n. 2, p. 349–362, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S1982-45132013000200011>>.

PHYLIP-JONES, J.; FISCHER, T. B. Strategic environmental assessment (SEA) for wind energy planning: Lessons from the United Kingdom and Germany. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 50, p. 203–212, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.09.013>>.

PIZELLA, D. G. A relação entre Planos Diretores Municipais e Planos de Bacias Hidrográficas na gestão hídrica. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 10, n. 3, p. 635–645, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1394>>.

POLIDO, A.; RAMOS, T. B. Towards effective scoping in strategic environmental assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v. 33, n. 3, p. 171–183, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/14615517.2014.993155>>.

POPE, J. *et al.* Advancing the theory and practice of impact assessment: Setting the research agenda. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 41, p. 1–9, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2013.01.008>>.

POPE, J.; ANNANDALE, D.; MORRISON-SAUNDERS, A. Conceptualising sustainability assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 24, n. 6, p. 595–616, 2004.

POPE, J.; GRACE, W. Sustainability assessment in context: issues of process, policy and governance. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, v. 8, n. 3, p. 373–398, 2006.

PORTMAN, M. Involving the public in the impact assessment of offshore renewable energy facilities. *Marine Policy*, v. 33, n. 2, p. 332–338, 2009. Disponível em:

<<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2008.07.014>>.

POSAS, P. J. Exploring climate change criteria for strategic environmental assessments. *Progress in Planning*, v. 75, n. 3, p. 109–154, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.progress.2011.05.001>>.

RIBEIRÃO PRETO. Lei Complementar 1616, de 2 de fevereiro de 2004. Código Municipal do Meio Ambiente de Ribeirão Preto. , 2004. Disponível em: <<http://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/J321/pesquisa.xhtml?lei=6826>>.

RIBEIRÃO PRETO. Lei Complementar 2157, de 31 de janeiro de 2007. Lei de Parcelamento, Uso e Ocupação do Solo. , 2007. Disponível em: <<http://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/J321/pesquisa.xhtml?lei=21377>>.

RIBEIRÃO PRETO. Lei Complementar 501, de 1º de dezembro de 1995. Plano Diretor de Ribeirão Preto. , 1995. Disponível em: <<http://www.ribeiraopreto.sp.gov.br/J321/pesquisa.xhtml?lei=10528>>.

ROBERTS, C. K.; WHORTON, M. ENVIRONMENTAL REVIEWS AND CASE STUDIES: NEPA Strategies for Accelerating Project Delivery: Every Day Counts, Tiering, and Alternative Delivery in the I-70 Mountain Corridor. *Environmental Practice*, v. 17, n. 4, p. 278–290, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1017/S1466046615000332>>.

ROCKSTROM, J. *et al.* A safe operating space for humanity. *Nature*, v. 461, n. 7263, p. 472–475, 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/461472a>>.

SÁNCHEZ, L. E. *Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos*. 2. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2013.

SÁNCHEZ, L. E. Por que não avança a avaliação ambiental estratégica no Brasil? *Estudos Avançados*, v. 31, n. 89, p. 167–183, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/s0103-40142017.31890015>>.

SÁNCHEZ, L. E.; SILVA-SÁNCHEZ, S. S. Tiering strategic environmental assessment and project environmental impact assessment in highway planning in São Paulo, Brazil. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 28, n. 7, p. 515–522, 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2008.02.001>>.

SANTOS, M. *A natureza do espaço: técnica e tempo, razão e emoção*. 4. ed. São Paulo: Edusp, 2006.

SCHALLER, N. The concept of agricultural sustainability. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 46, n. 1–4, p. 89–97, 1993. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/0167-8809\(93\)90016-I](https://doi.org/10.1016/0167-8809(93)90016-I)>.

SCHULTZ, C. A. The U.S. Forest Service’s analysis of cumulative effects to wildlife: A study of legal standards, current practice, and ongoing challenges on a National Forest. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 32, n. 1, p. 74–81, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2011.03.003>>.

SCOTT, A. J. *et al.* Disintegrated development at the rural-urban fringe: Re-connecting spatial planning theory and practice. *Progress in Planning*, v. 83, p. 1–52, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.progress.2012.09.001>>.

SHEATE, W. R. *et al.* Integrating the environment into strategic decision-making: conceptualizing policy SEA. *European Environment*, v. 13, n. 1, p. 18, 2003. Disponível em:

<<https://doi.org/10.1002/eet.305>>.

SHEATE, W. R. Purposes, paradigms and pressure groups: Accountability and sustainability in EU environmental assessment, 1985-2010. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 33, n. 1, p. 91–102, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.eiar.2011.11.001>>.

SHEELANERE, P.; NOBLE, B. F.; PATRICK, R. J. Institutional requirements for watershed cumulative effects assessment and management: Lessons from a Canadian trans-boundary watershed. *Land Use Policy*, v. 30, n. 1, p. 67–75, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.03.001>>.

SOUZA, M. P. DE. *Instrumentos de gestão ambiental: fundamentos e prática*. 1. ed. São Carlos: Editora Riani Costa, 2000.

SUGAWARA, T. R. S.; MALHEIROS, T. F. *Licenciamento ambiental: acompanhamento de linhas de transmissão*. 2º Congresso Brasileiro de Avaliação de Impacto. Ouro Preto: [s.n.], 2014

TALJAARD, S. *et al.* Implementing integrated coastal management in a sector-based governance system. *Ocean and Coastal Management*, v. 67, p. 39–53, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.06.003>>.

THERIVEL, R. *Strategic environmental assessment in action*. 2. ed. Londres: Earthscan, 2010.

THERIVEL, R.; PARTIDARIO, M. R. *The practice of strategic environmental assessment*. 1. ed. Londres: Earthscan, 1996.

THISSEN, W. A. H. Criteria for evaluation of SEA. In: PARTIDÁRIO, M. R.; CLARK, R. (Org.). *Perspectives on Strategic Environmental Assessment*. 1. ed. Boca Ratón: CRC Press, 2000. p. 304.

TORRESAN, S. *et al.* DESYCO: A decision support system for the regional risk assessment of climate change impacts in coastal zones. *Ocean and Coastal Management*, v. 120, p. 49–63, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.11.003>>.

TURNER, R. K.; PEARCE, D. W.; BATEMAN, I. *Environmental economics: an elementary introduction*. 1. ed. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1993.

UMAN, L. S. Systematic reviews and meta-analyses. *Journal of the Canadian Academy of Child and Adolescent Psychiatry*, v. 20, n. 1, p. 57–9, 2011. Disponível em: <<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21286370>>.

VAINER, C. Planejamento territorial e projeto nacional: os desafios da fragmentação. *Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais*, v. 9, n. 1, p. 9–23, 2007. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.22296/2317-1529.2007v9n1p9>>.

VAN DOREN, D. *et al.* Evaluating the substantive effectiveness of SEA: Towards a better understanding. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 38, p. 120–130, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2012.07.002>>.

VEIGA, J. E. *Desenvolvimento sustentável - o desafio do século XXI*. 1. ed. Rio de Janeiro: Editora Garamond Ltda, 2005.

VEIGA, J. E. O âmago da sustentabilidade. *Estudos Avançados*, v. 28, n. 82, p. 7–23, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142014000300002>>.

VERHEEM, R. A. A.; TONK, J. A. M. N. Strategic environmental assessment: one concept, multiple forms. *Impact Assessment and Project Appraisal*, v. 18, n. 3, p. 177–182, 2000. Disponível em: <<https://doi.org/10.3152/147154600781767411>>.

VICTOR, D.; AGAMUTHU, P. Policy trends of strategic environmental assessment in Asia. *Environmental Science & Policy*, v. 41, p. 63–76, ago. 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.03.005>>. Acesso em: 29 jan. 2016.

VILELA, M. D. A. *Legislação que disciplina os conselhos de políticas públicas*. . Brasília: [s.n.], 2005.

WCED, “WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT”. *Report of the World Commission on Environment and Development : Our Common Future*. . Oxford: [s.n.], 1987.

WESSELS, J.-A.; RETIEF, F.; MORRISON-SAUNDERS, A. Appraising the value of independent EIA follow-up verifiers. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 50, p. 178–189, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.10.004>>.

WHITE, L. N.; NOBLE, B. F. Strategic environmental assessment for sustainability: A review of a decade of academic research. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 42, p. 60–66, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2012.10.003>>.

WILLSTEED, E. *et al.* Assessing the cumulative environmental effects of marine renewable energy developments: Establishing common ground. *Science of The Total Environment*, v. 577, n. Supplement C, p. 19–32, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.152>>.

WOOD, C.; DEJEDDOUR, M. Strategic environmental assessment: EA of policies, plans and programmes. *Impact Assessment*, v. 10, n. 1, p. 3–22, 1992. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/07349165.1992.9725728>>.

WU, J. *et al.* Strategic environmental assessment implementation in China — Five-year review and prospects. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 31, n. 1, p. 77–84, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2010.04.010>>.

ZHANG, J.; CHRISTENSEN, P.; KØRNØV, L. Review of critical factors for SEA implementation. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 38, p. 88–98, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2012.06.004>>.

ZHOU, K.-Y.; SHEATE, W. R. Case studies: Application of SEA in provincial level expressway infrastructure network planning in China — Current existing problems. *Environmental Impact Assessment Review*, v. 31, n. 6, p. 521–537, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.eiar.2010.10.005>>.

APÊNDICE A – RESULTADO DA REVISÃO SISTEMÁTICA

Tabela 2 – Tabela-resumo contendo os artigos científicos analisados (continua).

N	Autor	Título	Tipo	Informação pertinente ao <i>tiering</i>
1	(Atlin & Gibson, 2017)	<i>Lasting regional gains from non-renewable resource extraction: The role of sustainability-based cumulative effects assessment and regional planning for mining development in Canada</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> <i>tiering</i> deve ter base legal para ser efetivo; participação pública dos <i>stakeholders</i> para legitimação da ação estratégica no nível de projeto; colaboração multi-jurisdicional para desenvolvimento de ações (ex: avaliação de impactos cumulativos); determinação de responsabilidades.
2	(Francesch-Huidobro, Dabrowski, Tai, Chan, & Stead, 2017)	<i>Governance challenges of flood-prone delta cities: Integrating flood risk management and climate change in spatial planning</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> falta de coordenação entre outras jurisdições, ou até entre agências dentro de uma mesma jurisdição, implica em falta de <i>tiering</i>; sistemas de governança e instituições influenciam diretamente a estrutura de planejamento.
3	(Gouda & Masoumi, 2017)	<i>Sustainable transportation according to certification systems: A viability analysis based on neighborhood size and context relevance</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> demanda por arranjos de governança multi-nível, permitindo a coordenação entre diferentes níveis de tomada de decisão e entre diferentes jurisdições; necessidade de coordenação com diferentes <i>stakeholders</i>, e não só do contexto de interesse como também das regiões circundantes.
4	(Willstead, Gill, Birchenough, & Jude, 2017)	<i>Assessing the cumulative environmental effects of marine renewable energy developments: Establishing common ground</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> presença de uma base de dados, que seja alimentada por informações oriundas tanto de níveis estratégicos como de projeto, pode permitir uma melhor coordenação de informações ambientais – <i>tiering</i>.
5	(B. Noble & Nwanekezie, 2017)	<i>Conceptualizing strategic environmental assessment: Principles, approaches and research directions</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> <i>tiering</i> se mostra dependente de arranjos institucionais – análise institucional.
6	(Olagunju & Gunn, 2016)	<i>Integration of environmental assessment with planning and policy-making on a regional scale: a literature review</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> trata da integração <i>cross-domain</i> (integração entre a avaliação ambiental, planejamento e tomada de decisão); este conceito abarca a noção de <i>tiering</i>; atores dos diferentes domínios devem identificar seus respectivos papéis/ações para abordar as questões ambientais em diferentes escalas (espacial e temporal); arranjo institucional precisa ser sensível à escala; é preciso estar ciente acerca dos atores e interesses para conseguir a integração; mais do que troca de informações, é preciso compartilhar conhecimento entre os domínios; quando há plataforma estabelecida para troca de conhecimento, a integração é mais efetiva; <i>timing</i> da integração ajuda a lidar com diversos interesses dentro da estrutura; estrutura mais inclusiva e estratificada, com órgãos funcionando de maneira interdependente ajudam na integração <i>cross-domain</i>; coordenação e comunicação entre os domínios são chave para estabelecimento da integração <i>cross-domain</i>; falta de canais de comunicação oficial entre domínios pode ser um problema; presença de um facilitador/líder (agência) pode contribuir para a integração <i>cross-domain</i>; necessidade de conhecimento institucional; necessidade de conhecimento da arena política: janelas de decisão, governança mudanças sociais, poder dos atores.
7	(Klein, Drobnik, & Grêt-Regamey, 2016)	<i>Shedding light on the usability of ecosystem services-based decision support systems: An eye-tracking study linked to the cognitive probing approach</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> disponibilidade de informação, assim como a escala em que essa informação é apresentada, influencia na tomada de decisão; necessidade de diferentes escalas de informação para diferentes níveis de tomada de decisão, em relação a serviços ecossistêmicos.

Tabela 2 – Tabela-resumo contendo os artigos científicos analisados (continuação).

N	Autor	Título	Tipo	Informação pertinente ao <i>tiering</i>
8	(Anderson, Kusters, McCarthy, & Obidzinski, 2016)	<i>Green growth rhetoric versus Reality: insights from Indonesia</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> centralização do processo de planejamento ajuda no estabelecimento efetivo do <i>tiering</i>; presença de regulamentação/lei que estabeleça funções, ações, relações entre agências e responsabilidades contribui para o estabelecimento de um <i>tiering</i> efetivo; forte papel dos governadores provinciais, sendo tratados como representantes do governo central, diminuem incongruências e aumentam a coordenação entre as diferentes escalas do governo central (nacional) e do governo provincial (local); inconsistências, entre diferentes agências e entre diferentes níveis e escalas governamentais, e indisponibilidade de dados causam quebras na passagem de informações; falta de canais de comunicação, e coordenação, entre agências nos diferentes níveis e escalas de governo prejudica a troca de informações; incompatibilidade entre as informações entre as diferentes escalas, usando também diferentes métodos, prejudicam o <i>tiering</i>; criação de uma iniciativa conjunta para padronizar e colocar as informações em uma base de dados favorece a comunicação entre os níveis; falta de clareza e alinhamento político (“vontade”) entre os diversos níveis governamentais, assim como atores envolvidos, corrupção e falta de autoridade definida, dificultam a passagem de informação; liderança de agências estatais (<i>ad hoc</i>) em compatibilizar os diversos interesses dos atores contribui para o <i>tiering</i>.
9	(Torresan et al., 2016)	<i>DESYCO: A decision support system for the regional risk assessment of climate change impacts in coastal zones</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> disponibilidade de informações obtidas em um nível de tomada de decisão pode ajudar outros níveis a realizar suas políticas.
10	(Irvine et al., 2016)	<i>Educating for action: Aligning skills with policies for sustainable development in the Danube river basin</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> é preciso vontade política para se monitorar e avaliar os efeitos das políticas, que, por vezes, demoram a apresentar seus impactos (positivos ou negativos) no ambiente; coordenação de atividades necessita de instituições agindo e se modificando com a própria experiência – gestão adaptativa.
11	(Belčáková, 2016)	<i>Strategic Environmental Assessment - An Instrument for Better Decision-Making Towards Urban Sustainable Planning</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> <i>tiering</i> efetivo depende da tradição do país/jurisdição; se a prática já é hierarquizada e sistematizada é mais possível que se estabeleça; em contextos mais compreensivos e abrangentes (horizontais) o <i>tiering</i> é questão de ceder em certos aspectos.
12	(Bidstrup, Kørnøv, & Partidário, 2016)	<i>Cumulative effects in strategic environmental assessment: The influence of plan boundaries</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> planejadores, por vezes, se encontram limitados pelas suas funções institucionais, não conseguindo avaliar os impactos cumulativos fora de seu limite de trabalho; planejamento, com suas respectivas avaliações de impacto, em múltiplas escalas (regional-local) pode ajudar na coordenação de informações – estratégias regionais utilizando mapas locais para definir a estratégia final; considerar impactos além dos limites (geográficos, temporal e topical) da estratégia em consideração pode ajudar na consideração de impactos cumulativos e no <i>tiering</i>; falta de disponibilidade de dados, de recursos, e de legislação que ofereça diretrizes e aponte lideranças, podem comprometer o <i>tiering</i> efetivo.
13	(Brombal et al., 2015)	<i>Soil environmental management systems for contaminated sites in China and the EU. Common challenges and perspectives for lesson drawing</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> falta de legislação que determine as responsabilidades causa sobreposições e, por conseguinte, incertezas institucionais; conflitos de interesses entre os diversos níveis político-administrativos impede a coordenação; estrutura administrativa fragmentada compromete a eficiência sobre a coordenação de esforços.

Tabela 2 – Tabela-resumo contendo os artigos científicos analisados (continuação).

N	Autor	Título	Tipo	Informação pertinente ao <i>tiering</i>
14	(Ives et al., 2015)	<i>Using social data in strategic environmental assessment to conserve biodiversity</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> valores sociais em relação ao ambiente são importantes para determinar a viabilidade de certas ações estratégicas; conhecimento acerca dos <i>stakeholders</i> envolvidos, suas redes de conexão, seu poder de decisão, assim como a estrutura de governa na qual estão inseridos, são fatores a serem considerados no sucesso da implementação de uma ação estratégica; cooperação entre diversas agências governamentais ao nível regional (escala) ajuda na projeção de informações de uma região a outra; colaboração entre agências precisa vencer as barreiras: identificação de responsabilidades; diferenças entre horizontes de planejamento de cada agência; diferença em relação aos recursos; diferenças de interesses e valores; e legitimidade; assuntos que demandam atenção em relação à escala (<i>cross-scale issues</i>) podem ser melhor resolvidos por uma abordagem de governança ambiental multinível para estimular a colaboração e cooperação entre níveis.
15	(González, Therivel, Fry, & Foley, 2015)	<i>Advancing practice relating to SEA alternatives</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> mesmo que a ação estratégica seja limitada à jurisdição do órgão administrativo que a concebe, se houver implicações a regiões vizinhas, as ações estratégicas destas outras autoridades devem ser levadas em consideração; alternativas levantadas na ação estratégica devem estar em concordância com os objetivos e ações de nível estratégico superior ou de outros que estejam vigentes para a mesma área; é necessário que exista qualidade do relatório ambiental para que outros planejadores entendam o que foi discutido; incluir uma pequena “história” sobre como as alternativas foram consideradas no relatório ambiental contribui para a passagem de valores ao próximo nível; participação durante o <i>scoping</i> (workshops) pode ajudar na coordenação.
16	(Carter et al., 2015)	<i>Climate change and the city: Building capacity for urban adaptation</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> governança multinível é crucial para o <i>tiering</i>, ao permitir o compartilhamento de informações e recursos entre escalas, escala regional, enquanto unidade de análise, possui importância por fazer a ligação entre o nível nacional e o local; mesmo assim, é preciso estimular a presença de redes colaborativas entre municipalidades (nível de comunidade), já que contribuem para a implementação de políticas; no final das contas, os impactos são sempre locais/comunitários; quanto mais forte a rede colaborativa (mais conexões entre os diversos agentes) mais resiliente ela é a mudanças e mais ela se mantém no tempo; se quisermos que informações fluam, é necessária uma rede colaborativa que possua conexões entre diferentes escalas (regional e local); órgãos nacionais presentes em escala local tendem a ser muito desconectados da rede colaborativa; presença de lideranças (incluindo individuais), contribui para a implementação de certas políticas; “memória institucional” permite a passagem de informação a frente, inclusive entre escalas, quando indivíduos se aposentam ou há reestruturação organizacional.
17	(Roberts & Whorton, 2015)	<i>Environmental reviews and case studies: NEPA strategies for accelerating project delivery: Every day counts, tiering, and alternative delivery in the I-70 mountain corridor</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> participação dos mesmos <i>stakeholders</i> desde cedo, tanto em decisões estratégicas como em operacionais; mesma agência com controle de decisões estratégicas e operacionais (hierárquico); responsabilidades, parcerias e acordos definidos em nível estratégico passados ao nível operacional.

Tabela 2 – Tabela-resumo contendo os artigos científicos analisados (continuação).

N	Autor	Título	Tipo	Informação pertinente ao <i>tiering</i>
18	(Phylip-Jones & Fischer, 2015)	<i>Strategic environmental assessment (SEA) for wind energy planning: Lessons from the United Kingdom and Germany</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> • AAEs precisam levar em consideração os EIAs de projetos já realizados para a mesma localização geográfica, e vice-versa; • é necessária uma forma mais efetiva de integração dos dados ambientais levantados por ambos, AAE e EIA, de modo a permitir que os <i>stakeholders</i> utilizem esses dados de forma mais efetiva; as informações do <i>baseline</i>, portanto, seriam mais robustas e confiáveis; • a avaliação precisa, claramente, estabelecer as relações entre o plano sendo analisado e outras estratégias.
19	(Liu & Yau, 2014)	<i>Institutional inadequacies and successful contentions: A case study of the LULU siting process in Hong Kong</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> • falta de confiança entre os atores, principalmente em relação ao poder público, compromete o fluxo de informação, tanto verticalmente como horizontalmente; • falta de incorporação dos valores da comunidade também prejudica o <i>tiering</i>.
20	(Victor & Agamuthu, 2014)	<i>Policy trends of strategic environmental assessment in Asia</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> • recomendação pela criação e uma agência regional de AAE, para que ela capitaneie esforços na implementação da AAE, além de promover coordenação entre agências de diversos países e permitir a criação de banco de dados.
21	(Bidstrup & Hansen, 2014)	<i>The paradox of strategic environmental assessment</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> • falta de conexão entre os diversos pequenos impactos identificados pelos planos, o que impede a consideração de impactos cumulativos; • relatórios de AAE não consideram a relação entre impactos locais e globais, de modo a faltar um pensamento estratégico e sistêmico; • falta de informação nos relatórios ambientais impede a comunicação com os tomadores de decisão; • planejadores estão limitados pelos seus deveres institucionais, impedindo que haja melhora dos relatórios ambientais; • o plano anterior deve fornecer uma estrutura pré-formada para os próximos níveis avaliarem os impactos de suas ações em seus respectivos níveis adequados, fornecendo uma espécie de guia; • colaboração entre instituições públicas, de mesma ou entre escalas, pode permitir melhor consideração de alternativas.
22	(Papathanasiou & Kenward, 2014)	<i>Design of a data-driven environmental decision support system and testing of stakeholder data-collection</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> • ações estratégicas relacionadas ao ambiente estão interconectadas e podem se beneficiar de uma gestão adaptativa e liderança no conhecimento; • bases de dados precisam ser atualizadas constantemente; • participação dos <i>stakeholders</i> é importante; • qualidade dos dados é importante para atingir os resultados, mas também há relação com confiança (entre <i>stakeholders</i>, e entre estes e o poder público), confidencialidade e incerteza; • “avaliação” deve ser constante sobre a efetividade da ação estratégica; • é preciso acordo entre as diversas partes por trás do banco de dados em relação aos indicadores ambientais e critérios avaliativos; • informações e conhecimento locais podem influenciar ações estratégicas de níveis mais altos (TESS), também contribuindo para resultados de EIA e AAE; • falta de dados na escala local compromete o planejamento.
23	(De Montis, 2014)	<i>Strategic environmental assessment of energy planning tools: A study of Italian regions and provinces</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> • criação de um sistema que consiga oferecer informações acessíveis para tomada-decisão; • falta de resumo não-técnico atrapalha o entendimento dos <i>stakeholders</i>.
24	(Olsen, McCann, & Fugate, 2014)	<i>The State of Rhode Island's pioneering marine spatial plan</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> • aparato legal que permita a comunicação entre níveis administrativos (regional e federal, neste caso), permite uma comunicação efetiva entre as partes, além de fornecer diretrizes sobre responsabilidades e ações; • cooperação entre agências ajuda na comunicação.

Tabela 2 – Tabela-resumo contendo os artigos científicos analisados (continuação).

N	Autor	Título	Tipo	Informação pertinente ao <i>tiering</i>
25	(Morrison-Saunders, Pope, Bond, & Retief, 2014)	<i>Towards sustainability assessment follow-up</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> • governo com mais responsabilidades no <i>follow-up</i> pode contribuir para melhor responder aos impactos; • comunidade engajada no <i>follow-up</i>, ajuda na identificação de impactos cumulativos e na colaboração para aplicar a ação estratégia e/ou projeto; • horizonte temporal das ações é muito abrangente para se detectar impactos a curto prazo; portanto, é preciso monitorar não só os impactos ambientais e socioculturais, mas também as mudanças nos objetivos (valores) da sociedade.
26	(González, Hochstrasser, et al., 2013)	<i>Evaluating Ireland's IBIA as an approach to improving the quality and effectiveness of biodiversity impact assessment</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> • combinação de diferentes ferramentas que possuem objetivos similares pode ajudar a evitar duplicação de esforço; proposição de um aparato legal que os integre; • os limites ecológicos e biológicos não respeitam os limites político-administrativos; portanto, é preciso coordenação entre os administradores, assessores, planejadores, empreendedores e tomadores de decisão para se adotar limites determinados, mas ainda sim flexíveis, capazes de holisticamente avaliar os impactos ao ambiente; isso pode facilitar avaliação de impactos cumulativos; • uso de SIG contribui para a gestão integrada dos dados e recursos, contribuindo para a transparência das avaliações e apresentação das informações; • canais de comunicação entre proponente e os consultores responsáveis pelas avaliações ambientais contribuem para a colaboração; • <i>scoping</i> das avaliações ambientais podem utilizar informações de avaliações anteriores., talvez por meio de workshops com <i>stakeholders</i> e autoridades ambientais; • <i>baseline</i> deve utilizar informações de outros planos/projetos, sempre utilizando SIG; • qualidade dos dados é indicativo dos resultados da avaliação; ou seja, erros e incertezas serão propagados pela cadeia de planejamento; • abordagem institucional entre diversos setores (<i>cross-sectoral</i>), ajuda a fornecer informações; • a posição na hierarquia de planejamento define a escala e o nível de detalhe necessários; • dependendo do contexto, o levantamento de dados pode ser diluído durante o processo de planejamento ou pode ser necessária a disponibilidade imediata para combinar com a tomada de decisão; • padronização do processo de coleta de dados, além da presença de metadados ajuda na compatibilização e validade de informações.

Tabela 2 – Tabela-resumo contendo os artigos científicos analisados (continuação).

N	Autor	Título	Tipo	Informação pertinente ao <i>tiering</i>
27	(Ostrovskaya et al., 2013)	<i>Capacity for sustainable management of wetlands: Lessons from the WETwin project</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> as estruturas institucionais e legais devem estar sendo aplicadas corretamente no contexto em que existem; para contribuir para a passagem de informações confiáveis, é necessário que exista um sistema de gestão adaptativo; conflitos interagência atrapalham a coordenação e, por conseguinte, a avaliação dos problemas de maneira adequada; lidar com problemas em múltiplas escalas, em múltiplos níveis de tomada de decisão, é necessário que exista uma forte coordenação entre essas mesmas escalas e entre os níveis; ter um aparato legal, que vise o <i>tiering</i> de informação entre os níveis de planejamento, em força não garante que ele ocorrerá; as práticas administrativas das organizações precisam estar em conformação com este aparato legal; as práticas administrativas das agências governamentais estão ligadas às mudanças políticas (eleições) – e, portanto, a vontade institucional – tanto para bem quanto para mal; o arranjo institucional deve estar relacionado à realidade jurisdicional, evitando que a má utilização do aparato legal em voga; também é preciso investimento em construção da capacidade e desenvolvimento humano par que as instituições funcionem adequadamente; cada nível deve estar ciente da capacidade de avaliação e sempre planejar como alcançar novas metas (<i>capacity building</i>).
28	(Habib et al., 2013)	<i>Jumpstarting post-conflict strategic water resources protection from a changing global perspective: Gaps and prospects in Afghanistan</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> indicação de que o uso da AAE-R (R-SEA) pode ajudar no <i>tiering</i>; criação de uma plataforma de colaboração para a gestão de recursos naturais; comunicação entre o governo central e agências locais.
29	(Gao, Kørnøvn, & Christensen, 2013)	<i>Do indicators influence communication in SEA? - Experience from the Chinese practice</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> plataforma colaborativa (workshops) permitiu a troca de informações horizontais entre diversos atores e ainda permitiu a definição de indicadores menos técnicos e melhores para a comunicação; o uso de indicadores para comunicação, ao invés de usar a informação inteira, oferece uma maneira mais concisa e capaz de engajar participação pública, além de permitir fluxos de informação.
30	(Erlewein, 2013)	<i>Disappearing rivers - The limits of environmental assessment for hydropower in India</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> falta de consideração e avaliação das consequências ambientais nos níveis estratégicos (política, plano e programa) leva a assuntos serem considerados tardiamente no nível de projetos pelo EIA; falta de regulamentação impede que haja colaboração entre agências; falta de uma agência que lidere e catalise os esforços também impede coordenação e troca de informações; criação de uma plataforma para ajudar no compartilhamento de informações e contribuir para a coordenação entre agências; prestar atenção nos impactos cumulativos (no caso, o impacto do projeto em questão somado ao de outras usinas hidrelétricas) pode ajudar a manter a qualidade ambiental; a coordenação contribui para isso; AAE como meio de aumentar a coordenação.
31	(McGimpsey & Morgan, 2013)	<i>The application of strategic environmental assessment in a non-mandatory context: Regional transport planning in New Zealand</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> conhecimento da estrutura de planejamento (institucional), por parte dos planejadores e tomadores de decisão; falta de base de dados estabelecida atrapalha no compartilhamento de informações; falta de monitoramento para ações no nível estratégico prejudica a atualização e passagem das informações à diante; AAE como instrumento capaz de promover o <i>tiering</i>.
32	(Thompson et al., 2013)	<i>Using Compliance Analysis for PPP to bridge the gap between SEA and EIA: Lessons from the Turcot Interchange reconstruction in Montréal, Québec</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> avaliação do quanto a ação em questão alcança os objetivos já estabelecidos por outras estratégias previamente definidas – análise de conformação ou matriz de alcance dos objetivos – pode ajudar no alinhamento de decisões e, por conseguinte, o <i>tiering</i>.

Tabela 2 – Tabela-resumo contendo os artigos científicos analisados (continuação).

N	Autor	Título	Tipo	Informação pertinente ao <i>tiering</i>
33	(Bagstad, Semmens, Waage, & Winthrop, 2013)	<i>A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> deve existir uma compatibilidade entre as diferentes escalas de planejamento; informações úteis em uma escala de decisão podem não servir em outros níveis.
34	(White & Noble, 2013)	<i>Strategic environmental assessment for sustainability: A review of a decade of academic research</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> AAE como ferramenta capaz de promover o <i>tiering</i>; escala regional capaz de melhor considerar os impactos cumulativos.
35	(Kørnøv & Wejs, 2013)	<i>SEA screening of voluntary climate change plans: A story of non-compliant discretion</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> confusão em relação aos níveis de planejamento acarretam em planos sendo erroneamente desconsiderados de avaliação ambiental; é preciso ter conhecimento institucional; lei ambígua também pode causar confusão ao processo de planejamento.
36	(Scott et al., 2013)	<i>Disintegrated development at the rural-urban fringe: Re-connecting spatial planning theory and practice</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> colaboração horizontal e vertical para permitir a discussão dos problemas ambientais em diferentes setores e escalas; planejadores devem estar atentos sempre às coordenações horizontais e verticais; estes devem trabalhar fora de sua zona de conforto, sempre buscando comunicação com membros de outros níveis; conhecimento acerca dos <i>stakeholders</i> e seus objetivos, das instituições para ajudar no alcance de um objetivo comum; barreiras institucionais que prejudicam o <i>tiering</i>: planejadores não se comunicam porque há um prazo para a entrega do documento final e acabam perdendo oportunidades de comunicação; pensamento “setorial” prejudica o compartilhamento de informações de maneira holística; as próprias leis e regulamentações tendem a ser setoriais; é preciso encontrar um equilíbrio entre governança multinível, e sua respectiva descentralização de poder, e ação individual – já que <i>stakeholders</i> poderosos acabam dominando a decisão.
37	(Wang, Lam, Harder, Ma, & Yu, 2013)	<i>Developing an indicator system to foster sustainability in strategic planning in China: A case study of Pudong New Area, Shanghai</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> o uso de indicadores ajuda na passagem de informações à diante, inclusive informando tomadores de decisão.
38	(Geißler, Köppel, & Gunther, 2013)	<i>Wind energy and environmental assessments - A hard look at two forerunners' approaches: Germany and the United States</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> o uso de informações levantadas por estudos ambientais anteriores, reduz o tempo de coleta de dados da avaliação em questão; participação da sociedade leva a uma maior aceitação do plano.
39	(Zhang, Christensen, & Kørnøv, 2013)	<i>Review of critical factors for SEA implementation</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> clara definição dos papéis desempenhados pelos atores envolvidos no planejamento, assim como suas responsabilidades, contribui para o <i>tiering</i>.
40	(González, Donnelly, Jones, Chrysoulakis, & Lopes, 2013)	<i>A decision-support system for sustainable urban metabolism in Europe</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> as escalas dos planejamentos precisam ser adaptadas, caso forem usadas em outros níveis; quando a escala não é adaptada, as incertezas incluídas aumentam consideravelmente, já que quanto mais ampla a escala – caso não haja adaptação das medidas – maior o número de premissas.

Tabela 2 – Tabela-resumo contendo os artigos científicos analisados (continuação).

N	Autor	Título	Tipo	Informação pertinente ao <i>tiering</i>
41	(Sheelanere, Noble, & Patrick, 2013)	<i>Institutional requirements for watershed cumulative effects assessment and management: Lessons from a Canadian trans-boundary watershed</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> os planos (em escalas estratégicas) precisam dar direções sobre quais impactos devem ser avaliados pelo EIA, assim como fornecer certos padrões e diretrizes para o monitoramento; assim é possível compatibilizar todas as informações (de todos os EIAs de uma região) e mensurar os impactos cumulativos; uma base de dados centralizada (governo), que integre os dados oriundos de diversas fontes, transparente, ajuda na coordenação; leis e regulamentações que ofereçam padrões de coleta de dados, a estrutura legal e as maneiras de reportar esses dados, ajudariam na criação desta base de dados; monitoramento é responsabilidade do proponente do projeto; agência líder que monitore e administre os impactos cumulativos e que tenha autoridade para implementar e impor conformidade de leis e regulamentações; essa agência seria responsável por monitorar e informar decisões sobre o planejamento territorial; uma escala possível de esta agência funcionar é a provincial; a agência líder precisaria de participação dos <i>stakeholders</i> cada um com suas responsabilidades e papéis definidos, para alcançarem consenso e legitimar as decisões; outras agências poderiam fornecer informações sobre o <i>baseline</i> ambiental; é preciso conhecer limites, indicadores e o <i>baseline</i> do ambiente; para isso é preciso de um suporte técnico e científico eficaz; a agência líder seria responsável por administrar; é preciso monitoramento, dentre diversas escalas, para saber das modificações no ambiente; por isso é necessária uma padronização dos dados do monitoramento, usando-os, agregadamente, em outras escalas.
42	(Folkeson, Antonson, & Helldin, 2013)	<i>Planners' views on cumulative effects. A focus-group study concerning transport infrastructure planning in Sweden</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> analisar diferentes aspectos de um problema ambiental na escala (espacial e temporal) adequada – <i>framing</i>, para contribuir ao <i>tiering</i>; mapas em escala local podem fazer uso de informações de níveis estratégicos superiores; projetos devem consultar planos de longo prazo que estejam vigentes na área em questão; colaboração no planejamento entre agência de diversas escalas contribui para o <i>tiering</i>; ações estratégicas na escala regional podem ser úteis.
43	(van Doren, Driessen, Schijf, & Runhaar, 2013)	<i>Evaluating the substantive effectiveness of SEA: Towards a better understanding</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> monitoramento como forma de garantir que as ações definidas em níveis estratégicos estejam sendo aplicadas, por ações em níveis operacionais, de maneira acurada; um indicador de <i>tiering</i> seria a “identificação da relação entre a ação estratégica e as decisões tomadas em níveis de projeto”; é na fase de <i>scoping</i> que se determina em quais escalas, seja temporal ou espacial, que se deve trabalhar; isto já deve estar estabelecido antes de a avaliação começar.
44	(Taljaard et al., 2012)	<i>Implementing integrated coastal management in a sector-based governance system</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> governança cooperativa contribui para o <i>tiering</i>; é preciso sistemas institucionais que permita a colaboração entre diversos setores do governo, inclusive o compartilhamento de recursos financeiros e humanos; um exemplo seriam os comitês (nacional, regional ou local); legislação formalmente regulamentando a integração entre níveis (vertical) e entre setores e <i>stakeholders</i> (horizontal) facilita o <i>tiering</i>; níveis mais estratégicos de âmbito mais abrangente (nacional) devem sempre consultar níveis locais (municipais, por exemplo) para receber um <i>feedback</i> acerca da aplicabilidade das políticas, buscar diretrizes (gestão adaptativa).
45	(Lemos, Fischer, & Souza, 2012)	<i>Strategic environmental assessment in tourism planning - Extent of application and quality of documentation</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> as avaliações devem explicitar quais outras ações, e suas respectivas considerações ambientais, já vigentes foram consultadas; as avaliações também devem explicitar assuntos que devem ser melhor abordados por outros níveis estratégicos.

Tabela 2 – Tabela-resumo contendo os artigos científicos analisados (continuação).

N	Autor	Título	Tipo	Informação pertinente ao <i>tiering</i>
46	(Fidler & Noble, 2012)	<i>Advancing strategic environmental assessment in the offshore oil and gas sector: Lessons from Norway, Canada, and the United Kingdom</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> • AAE sendo realizada previamente à abertura das áreas para projetos de desenvolvimento permite com que os EIAs sejam realizados mais eficientemente, utilizando o documento da AAE como referência; • incompatibilidade entre escalas das informações, a falta de padronização de variáveis e indicadores e falta de coordenação – entre diversos setores – impedia a consideração dos impactos cumulativos de maneira adequada; • falta de pensamento estratégico (valor, cultura) impede que as considerações ambientais de níveis estratégicos sejam incluídas nos EIAs de níveis operacionais; • o levantamento de alternativas fica limitado ao nível de decisão em que a avaliação está ocorrendo (por isso o <i>framing</i> é importante); • falta de avaliação para o nível de políticas praticamente engessa os outros níveis, impedindo que eles considerem alternativas relevantes; • participação de <i>stakeholders</i> em decisões de níveis mais estratégicos pode deixar o nível de projetos mais eficiente, já que o proponente do projeto, seguindo as recomendações dos <i>stakeholders</i> dos níveis estratégicos na AAE, consegue demonstrar a consistência do seu projeto com outros níveis e facilitar a aceitação; • atribuições muito restritas das avaliações ambientais – AAE, neste caso – impedem que o <i>tiering</i> efetivo ocorra; • para um <i>tiering</i> efetivo, o planejamento e a avaliação precisam ser multisetoriais, fornecendo guias, padrões e estruturas para os níveis de projetos.
47	(Morrissey, Iyer-Raniga, McLaughlin, & Mills, 2012)	<i>A Strategic Project Appraisal framework for ecologically sustainable urban infrastructure</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> • os instrumentos de avaliação, no caso a AAE, devem servir como meio de comunicação entre os níveis muito mais do que se propor apenas a avaliar os impactos ambientais; • assuntos devem ser abordados em múltiplas escalas para alcançar o desenvolvimento sustentável.
48	(Sheate, 2012)	<i>Purposes, paradigms and pressure groups: Accountability and sustainability in EU environmental assessment, 1985-2010</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> • falta de um nível hierárquico na escala de planejamento – o de programas – impediu que avaliações em níveis adequados (e na escala adequada) fossem realizadas, comprometendo a qualidade do estudo; • <i>framing</i> do problema ambiental é importante para não comprometer as alternativas dos próximos níveis.
49	(Schultz, 2012)	<i>The U.S. Forest Service's analysis of cumulative effects to wildlife: A study of legal standards, current practice, and ongoing challenges on a National Forest</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> • avaliação de impactos cumulativos servindo de maneira a complementar os projetos; com os monitoramentos dos diversos projetos em uma região fornecendo dados para uma base de dados para impactos cumulativos, é possível acompanhar as mudanças no ambiente e guiar decisões; • avaliação de impactos cumulativos também devem considerar os impactos dos passados (é preciso informações históricas) e projetos que não tem potencial de impactar o ambiente de maneira intensa; qualquer incremento contribui; • as avaliações regionais conseguem fornecer as diretrizes para os projetos a se concretizarem; • monitoramento é importante para construir a base de dados para a avaliação de impactos cumulativos; monitoramento precisa de bastantes dados para identificar tendências; • é preciso coordenação entre agências para realizar o monitoramento, sempre com a supervisão de uma agência líder (geralmente de escala regional); • dados precisam ser interpretados e colocados à disposição da população para serem utilizados efetivamente.

Tabela 2 – Tabela-resumo contendo os artigos científicos analisados (continuação).

N	Autor	Título	Tipo	Informação pertinente ao <i>tiering</i>
50	(Gachechiladze-Bozhesku & Fischer, 2012)	<i>Benefits of and barriers to SEA follow-up — Theory and practice</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> • <i>follow-up</i> como maneira de acumular dados – base de dados; • <i>follow-up</i> também é tido como maneira de garantir que os objetivos dos planos são alcançados em conformidade com políticas do desenvolvimento sustentável; • o monitoramento (fase do <i>follow-up</i>) como modo de monitorar as modificações ambientais, institucionais e socioculturais, e também a conformação de outras avaliações subsequentes com a ação estratégica em questão (<i>tiering</i>); • <i>follow-up</i> como maneira de permitir a conexão e cooperação entre diversos atores (horizontal), de diversos níveis de planejamento (vertical); • falta de obrigatoriedade (legal), de diretrizes e métodos podem comprometer o <i>follow-up</i>; • <i>follow-up</i> como maneira de permitir a conexão entre diversas estratégias, ao propor um sistema de monitoramento comum e cooperação; • é preciso que haja coordenação e padronização do processo de monitoramento para permitir a compatibilização dos dados e em diversas escalas.
51	(Zhou & Sheate, 2011a)	<i>Case studies: Application of SEA in provincial level expressway infrastructure network planning in China — Current existing problems</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> • proposição de um critério para <i>tiering</i>: o relatório da avaliação de impacto propôs instruções ou sugestões para os próximos níveis? • presença de um resumo não técnico pode facilitar a informação chegar de forma mais clara aos próximos níveis.
52	(Marsden, 2011)	<i>Assessment of transboundary environmental effects in the Pearl River Delta Region: Is there a role for strategic environmental assessment?</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> • em contextos interjurisdicionais, as agências devem entrar em consenso sobre temas críticos antes de partir para os projetos de desenvolvimento (coordenação); alguns procedimentos sobre limites e como realizar as avaliações, coletas de dados e tomada de decisão; deve-se, portanto, criar uma instituição conjunta das agências; • procedimentos legais claros, padrões definidos e apoio político são necessários para essa cooperação horizontal; • <i>tiering</i> ajuda na constatação e mitigação dos impactos cumulativos.
53	(Bina, Jing, Brown, & Partidário, 2011)	<i>An inquiry into the concept of SEA effectiveness: Towards criteria for Chinese practice</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> • a avaliação precisa estar encadeada com outras políticas relevantes (setoriais ou regionais), inclusive com o EIA, quando necessário; • informações claras contribuem para a informação chegar aos níveis subsequentes; • a informação, além de clara, precisa ser suficiente para responder às questões que se propõe; • informações não-padronizadas, inconsistentes, de diferentes departamentos, comprometem a comunicação.
54	(Johnson et al., 2011)	<i>Improving cumulative effects assessment in Alberta: Regional strategic assessment</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> • RSEA como uma maneira de se medir os impactos cumulativos e ainda promover o <i>tiering</i>; • RSEA é multinível (informa e é informado por diversos níveis de tomada de decisão); multiescala (impactos cumulativos abordados em diversas escalas espaciais e temporais); e multisetorial (envolve muitos setores que podem contribuir para os impactos para uma dada região).
55	(Zhou & Sheate, 2011b)	<i>EIA application in China's expressway infrastructure: clarifying the decision-making hierarchy</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> • falta de um nível de tomada de decisão político-administrativo – o de programa, neste caso – fez com que problemas ocorressem na hora de identificar os impactos e propor alternativas.
56	(Posas, 2011)	<i>Exploring climate change criteria for strategic environmental assessments</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> • problemas de <i>tiering</i>: políticas podem não estar contempladas nos níveis inferiores, falta de níveis de tomada de decisão na estrutura do planejamento, e grandes projetos influenciando o planejamento (reação ao invés de proatividade).
57	(Seitz, Westbrook, & Noble, 2011)	<i>Bringing science into river systems cumulative effects assessment practice</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> • abordagem multiescala ajuda na predição de impactos cumulativos, permitindo que diversos níveis de tomada de decisão revisitem a questão na escala adequada.

Tabela 2 – Tabela-resumo contendo os artigos científicos analisados (continuação).

N	Autor	Título	Tipo	Informação pertinente ao tiering
58	(González, Gilmer, Foley, Sweeney, & Fry, 2011)	<i>Applying geographic information systems to support strategic environmental assessment: Opportunities and limitations in the context of Irish land-use plans</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> o tiering de informações e avaliações ambientais é, geralmente, limitado pela disponibilidade, qualidade e escala dos dados estão disponíveis; fica difícil cada nível avaliar adequadamente (no detalhamento adequado); construir uma base de dados em múltiplas escalas permite que haja integração da dimensão ambiental no planejamento no tempo adequado, não interferindo no tempo do planejamento; se cada nível precisar coletar e avaliar dados, perde-se a janela de decisão; é preciso compartilhar dados; quanto maior o nível de planejamento (estratégico) maior a incerteza, o que impede uma avaliação aprofundada dos problemas ambientais.
59	(Gunn & Noble, 2011)	<i>Conceptual and methodological challenges to integrating SEA and cumulative effects assessment</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> o tiering é tido como um dos benefícios mais antecipados da integração entre de AAE e impactos cumulativos, segundo os participantes das entrevistas; tiering explícito requer a consideração antecipada entre AAE, impactos cumulativos e EIA – conhecimento institucional; cada nível precisa estar ciente de qual tipo de informação necessita; avaliação de impactos cumulativos tanto nos níveis estratégicos quanto no nível de projetos ajuda na predição e administração dos impactos; ambos níveis precisam estar interconectados; avaliações em níveis estratégicos precisam definir o contexto (estrutura) para o nível operacional, e o nível operacional precisa contribuir, e responder, para os níveis estratégicos; é preciso ter visão de sistemas para avaliar os impactos cumulativos – facilita o <i>framing</i> do problema no nível adequado (abordagem multiescala), além de permitir uma avaliação holística do ambiente.
60	(Wu, Chang, Bina, Lam, & Xu, 2011)	<i>Strategic environmental assessment implementation in China — Five-year review and prospects</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> criação de um centro de informação para compartilhar dados, procedimentos e favorecer a cooperação horizontal, seja entre agências de uma nação ou entre nações.
61	(Helbron, Schmidt, Glasson, & Downes, 2011)	<i>Indicators for strategic environmental assessment in regional land use planning to assess conflicts with adaptation to global climate change</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> a avaliação estratégica do ambiente deve, durante a definição do escopo (<i>scoping</i>), definir quais assuntos devem ser avaliados no nível em questão, e quais devem ser deixados para outros níveis; isso deve nortear os próximos níveis.
62	(Lundberg, Balfors, Folkeson, & Nilsson, 2010)	<i>SEA monitoring in Swedish regional transport infrastructure plans - Improvement opportunities identified in practical experience</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> monitoramento (parte do <i>follow-up</i>) é importante para fornecer um elo entre o nível em questão e o subsequente; isso pode favorecer o desenvolvimento de EIAs mais eficientes.
63	(Song & Glasson, 2010)	<i>A new paradigm for Environmental Assessment (EA) in Korea</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> deixar o estudo do <i>baseline</i>, realizado por níveis estratégicos, disponível para o nível operacional, contribui para a simplificação do processo de EIA; é preciso de direcionamento legal para que cada nível e escala de avaliação saiba onde e como atuar, dependendo da situação.
64	(Fischer, 2010)	<i>Reviewing the quality of strategic environmental assessment reports for English spatial plan core strategies</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> uma maneira de fortalecer as ligações/comunicações entre níveis de tomada de decisão é explicitar quais assuntos devem ser abordados em níveis subsequentes; isso permite que o próximo nível diferencie quais tipos de informação são úteis para ele – ao olhar para a avaliação anterior.
65	(Fischer, Kidd, Jha-Thakur, Gazzola, & Peel, 2009)	<i>Learning through EC directive based SEA in spatial planning? Evidence from the Brunswick Region in Germany</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> as avaliações ambientais produzidas de maneira <i>bottom-up</i> e <i>top-down</i> ao mesmo tempo (<i>counter-current approach</i>) garantem que as informações dos níveis mais estratégicos sejam consideradas em níveis operacionais, e que as considerações dos níveis operacionais sejam consideradas em níveis estratégicos; o nível regional, portanto, funcionaria como um meio de reconciliar os objetivos das políticas nacionais e locais.
66	(Ma, Becker, & Kilgore, 2009)	<i>Assessing cumulative impacts within state environmental review frameworks in the United States</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> coordenação e cooperação intragovernamental para avaliar os impactos cumulativos e passa-los a diante.

Tabela 2 – Tabela-resumo contendo os artigos científicos analisados (continuação).

N	Autor	Título	Tipo	Informação pertinente ao tiering
67	(Ewert et al., 2009)	<i>A methodology for enhanced flexibility of integrated assessment in agriculture</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> o uso de programas e estruturas que permitam a compatibilização de informação em diversas escalas (<i>integrated assessment and modelling</i>), ajuda com que a informação local seja considerada em níveis mais estratégicos e ajude na tomada de decisão; os dados podem ser escalados (para cima ou para baixo) para serem considerados na tomada de decisão.
68	(Portman, 2009)	<i>Involving the public in the impact assessment of offshore renewable energy facilities</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> a definição do escopo da avaliação (<i>scoping</i>) deve considerar o que é necessário ser avaliado no nível em questão e o que deve ser avaliado em níveis subsequentes; a participação da sociedade no processo de <i>scoping</i> contribui para aumento da sua eficiência; é preciso que haja entendimento e simplificação de informações técnicas para que a sociedade contribua para o <i>scoping</i>; deve existir uma inclusão de vários <i>stakeholders</i>, garantindo que muitas considerações sejam levadas em conta.
69	(Desmond, 2009)	<i>Identification and development of waste management alternatives for Strategic Environmental Assessment (SEA)</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> é preciso conhecimento sobre a hierarquia de planejamento, as ações estratégicas envolvidas – conhecimento político e administrativo – e seus papéis para desenvolver alternativas adequadas para cada nível de tomada de decisão; a presença de um planejamento dependente da trajetória, garante um levantamento de alternativas condizente com o caminho político que se percorreu desde níveis mais estratégicos até o presente; foco na trajetória, no processo, ao invés do objeto; dependendo do nível hierárquico (política, plano e programa), diferentes focos de alternativas: ou mais focadas em direcionamentos (mais estratégico) ou mais focadas na implementação (mais operacional); é preciso que o plano em consideração (e sua consequente avaliação) considerem outros planos que talvez influenciem nele próprio; assim, os objetivos e metas da ação em questão precisam estar em concordância com (e incluir, quando possível) os de outros planos, contribuindo para o levantamento de alternativas.
70	(Carter, White, & Richards, 2009)	<i>Sustainability appraisal and flood risk management</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> desenvolver uma estrutura de planejamento que defina o que deve ser avaliado em cada nível, detalhamento e problemas a serem considerados, contribui para o tiering; cooperação entre diferentes autoridades (por exemplo, dentro da mesma bacia hidrográfica) também contribui para a efetividade da avaliação.
71	(Rodrigues, Pereira, da Silva, Hursthouse, & Duarte, 2009)	<i>A review of regulatory decisions for environmental protection: Part I - Challenges in the implementation of national soil policies</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> integração de dados de diferentes escalas, oriundos de diferentes níveis de decisão é um desafio para o processo de tomada de decisão.
72	(B. F. Noble, 2009)	<i>Promise and dismay: The state of strategic environmental assessment systems and practices in Canada</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> proposição de critério: avaliação é realizada dentro de um sistema de avaliação ambiental, planejamento e tomada de decisão que possua diversos níveis de consideração; proposição de critério: clara ligação da avaliação com alguma iniciativa antecipada em níveis posteriores; proposição de critério: capacidade de influência de ações estratégicas em níveis subsequentes (objetivos, mitigação, monitoramento, recomendações, etc.); proposição de critérios: identificação de objetivos e metas em avaliações ou ações estratégicas subsequentes; sistemas legais (procedimentos), que oficializem o tiering, são necessários para que a informação chegue aos próximos níveis; a avaliação deve ser sensível ao nível político-administrativo em que se encontra.

Tabela 2 – Tabela-resumo contendo os artigos científicos analisados (continuação).

N	Autor	Título	Tipo	Informação pertinente ao <i>tiering</i>
73	(Hanusch & Glasson, 2008)	<i>Much ado about SEA/SA monitoring: The performance of English Regional Spatial Strategies, and some German comparisons</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> o nível no qual deve ocorrer o monitoramento está relacionado com o tipo e a escala do plano sendo monitorado; nível regional precisa considerar os impactos cumulativos, embora haja falta de dados neste mesmo nível; aumento da coordenação do monitoramento pode contribuir para a eficiência do planejamento; plataforma que forneça dados de monitoramento contribui para coordenação entre autoridades em diferentes níveis; autoridades, no entanto, precisam aderir à base de dados; adaptação dos dados para a escala adequada é um problema no contexto do Reino Unido; fornecer diretrizes para os próximos níveis é recomendado.
74	(Sánchez & Silva-Sánchez, 2008)	<i>Tiering strategic environmental assessment and project environmental impact assessment in highway planning in São Paulo, Brazil</i>	E	<ul style="list-style-type: none"> <i>scoping</i> precisa ser realizado com cuidado, visando a definição do que deve ser analisado estrategicamente; se não houver consenso, entre os <i>stakeholders</i> e as autoridades, sobre os direcionamentos no nível estratégico, o problema será transferido para os níveis subsequentes (sem legitimidade); quebra na comunicação e tomada de decisão; AAE deve realizar recomendações aos próximos níveis – neste caso, para o nível de projeto (EIA); um critério para se avaliar o <i>tiering</i> pode ser o quanto a avaliação influenciou a tomada de decisão (integração); AAE flexível, participação pública e percepção (por parte dos planejadores) da AAE como contribuição e não atraso, são fatores possíveis desta influência.
75	(González, Gilmer, Foley, Sweeney, & Fry, 2008)	<i>Technology-aided participative methods in environmental assessment: An international perspective</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> tecnologias da informação (ex: SIG) como maneiras de compartilhar e inventariar dados; criação de base de dados; no entanto, em se tratando de colaboração e compartilhamento de dados, é preciso atestar sua qualidade, facilidade de interpretação e usabilidade, ou seja, excluir os dados inúteis; uma agência que ateste a qualidade dos dados pode ser uma alternativa.
76	(Hull, 2008)	<i>Policy integration: What will it take to achieve more sustainable transport solutions in cities?</i>	E/T	<ul style="list-style-type: none"> caso em que as autoridades locais se sentem perdidas: há a retórica do governo central em diminuir a emissão de carbono e providenciar transporte sustentável, mas ao mesmo tempo faz investimentos com retorno de curto-prazo em transporte rodoviário e aéreo; é preciso cooperação entre os níveis nacional e local para que as políticas sejam implementadas efetivamente; autoridades locais sem financiamento e de mãos atadas para implementar as políticas públicas tidas nas diretivas europeias; falta de legislação, mecanismos legais e dados (<i>baseline</i>) para cooperação horizontal, entre setores de um mesmo nível, impede a consideração holística de transporte sustentável a nível local.
77	(Bina, 2007)	<i>A critical review of the dominant lines of argumentation on the need for strategic environmental assessment</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> <i>tiering</i> acontece quando há comunicação transparente e <i>feedbacks</i> entre os níveis; arranjos institucionais, falta de capacidade e falta de vontade política influenciam na falta de <i>tiering</i>; falta de níveis regionais, que conectem os níveis nacional e local, também prejudicam o <i>tiering</i> – aparecimento dos megaprojetos.
78	(Jackson & Illsley, 2007)	<i>An analysis of the theoretical rationale for using strategic environmental assessment to deliver environmental justice in the light of the Scottish Environmental Assessment Act</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> base de dados com avaliações de impacto de diversos níveis permite o encadeamento de decisões e, além de influenciar futuras ações estratégicas, também permite o acompanhamento da implementação das estratégias.

Tabela 2 – Tabela-resumo contendo os artigos científicos analisados (conclusão).

N	Autor	Título	Tipo	Informação pertinente ao <i>tiering</i>
79	(Partidario, 2007)	<i>Scales and associated data - what is enough for SEA needs?</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> para os problemas serem analisados no nível e escala adequados, é preciso entender o contexto (institucional) e estar focado; estar focado significa prestar atenção na definição do problema e na escala/nível mais adequado de avaliação, antes que esforços para coleta de dados sejam realizados (<i>scan-scope</i> do contexto político); caso contrário, dados levantados podem ser inúteis; a escala decisional (<i>timming</i> da decisão, escala de tempo da decisão) é importante pois o processo de tomada de decisão tem um tempo definido e a informação precisa chegar nesta janela de tempo; caso contrário os dados não serão utilizados.
80	(João, 2007)	<i>A research agenda for data and scale issues in Strategic Environmental Assessment (SEA)</i>	T	<ul style="list-style-type: none"> avaliações fazendo recomendações sobre implementação e mitigação aos níveis subsequentes, podem contribuir para o <i>tiering</i>; bases de dados com contribuições de diversas agências e em diferentes escalas pode contribuir para a efetividade das avaliações; base de dados precisa monitorar a implementação dessas ações estratégicas.

Fonte: elaborado pelo próprio autor.

E = estudo empírico.

T= estudo teórico.

E/T = estudo empírico-teórico.

APÊNDICE B – REVISTAS APRECIADAS NA REVISÃO SISTEMÁTICA

Tabela 3 – Relação das revistas apreciadas na revisão e o número de artigos analisados em cada.

PERIÓDICO	Nº DE ARTIGOS
<i>Computers, Environment and Urban Systems</i>	1
<i>Ecological Indicators</i>	2
<i>Ecosystem Services</i>	2
<i>EIA Review</i>	47
<i>Environment International</i>	1
<i>Environmental Modelling and Software</i>	1
<i>Environmental Practice</i>	1
<i>Environmental Science & Policy</i>	3
<i>Global Environmental Change</i>	1
<i>Habitat International</i>	1
<i>Journal of Environmental Management</i>	3
<i>Land Use Policy</i>	4
<i>Marine Policy</i>	2
<i>Ocean and Coastal Management</i>	2
<i>Procedia Engineering</i>	1
<i>Progress in Planning</i>	4
<i>Renewable Energy</i>	1
<i>Science of The Total Environment</i>	2
<i>Transport Policy</i>	1

Fonte: elaborado pelo próprio autor.